Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada
Science | Sciences

CSAS | **SCCS**

Canadian Science Advisory Secretariat | **Secrétariat canadien de consultation scientifique**

Research Document 2010/030 | **Document de recherche 2010/030**

Ecosystem status and trends report: Estuary and Gulf of St. Lawrence ecozone

Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes : écozone de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent

Réjean Dufour[1], Hugues Benoît[2], Martin Castonguay[1], Joël Chassé[2], Laure Devine[1], Peter Galbraith[1], Michel Harvey[1], Pierre Larouche[1], Sylvie Lessard[1], Brian Petrie[3], Louise Savard[1], Claude Savenkoff[1], Liliane St-Amand[1] and Michel Starr[1]

[1] Department of Fisheries and Oceans / Ministère des Pêches et Océans
Maurice-Lamontagne Institute / Institut Maurice Lamontagne, Mont-Joli, QC

[2] Department of Fisheries and Oceans / Ministère des Pêches et Océans
Gulf Fisheries Centre / Centre des Pêches du Golfe, Moncton, NB

[3] Department of Fisheries and Oceans / Ministère des Pêches et Océans
Bedford Institut of Oceanography / Institut d'Océanographie de Bedford, Darthmouth, NS

This series documents the scientific basis for the evaluation of aquatic resources and ecosystems in Canada. As such, it addresses the issues of the day in the time frames required and the documents it contains are not intended as definitive statements on the subjects addressed but rather as progress reports on ongoing investigations.

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Research documents are produced in the official language in which they are provided to the Secretariat.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

This document is available on the Internet at: Ce document est disponible sur l'Internet à:
http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/

ISSN 1499-3848 (Printed / Imprimé)
ISSN 1919-5044 (Online / En ligne)
© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2010
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2010
Canada

TABLE OF CONTENTS / TABLE DES MATIÈRES

ABSTRACT v

RÉSUMÉ v

1.0 INTRODUCTION 1

2.0 PHYSICAL SYSTEM - SYSTÈME PHYSIQUE 2

2.1 Geomorphologic structure and characteristics - Structure et caractéristiques géomorphologiques 2
2.2 Water masses - Masses d'eau 4
2.3 Surface layer - Couche de surface 5
2.4 Winter water masses, sea ice, summer cold intermediate layer and winter air temperatures - Masses d'eau hivernale, glaces de mer, couche intermédiaire froide d'été et températures de l'air hivernales 7
2.5 Deep layer temperature, salinity and dissolved oxygen inter-decadal variability - Variabilité interdécennale de la température, de la salinité et de la concentration d'oxygène dissous de la couche profonde 11
2.6 Water level - Niveaux d'eau 12

3.0 SOME ELEMENTS OF THE GULF ECOSYSTEM DYNAMICS - CERTAINS ÉLÉMENTS DE LA DYNAMIQUE DES ÉCOSYSTÈMES DU GOLFE 13

3.1 Seasonal biological production cycles - Cycles saisonniers de production biologique 13
3.2 Lower Estuary–Gaspé current–Southwestern Gulf complex - Complexe estuaire maritime–courant de Gaspé–sud ouest du golfe 15
3.3 Northwestern Gulf (anticosti gyre) - Nord ouest du golfe (gyre d'anticosti) 19
3.4 Northeastern Gulf - Nord est du golfe 21
3.5 Coastal zones - Zones côtières 22

4.0 STATUS AND TRENDS OF PHYSICOCHEMICAL VARIABLES AND SELECTED SPECIES - ÉTAT DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES DE CERTAINES ESPÈCES ET TENDANCES 23

4.1 Physicochemical variables – Variables physico-chimiques 23
4.1.1 Water quality and hypoxia - Qualité de l'eau et hypoxie 23
4.1.2 Ocean acidification - Acidification de l'océan 25
4.2 Phytoplankton - PhytoplanCton 27
4.2.1 Trends in productivity - Tendances relatives de la productivité 29
4.2.2 Trends in composition - Tendances relatives de la composition 30
4.2.3 Non indigenous planktonic species - Espèces de plancton non indigènes 31
4.2.4 Trends in harmful algal blooms (HAB) - Tendances relatives aux proliférations d'algues nuisibles 34
4.3 Zooplankton - Zooplancton 36
4.3.1 AZMP Sections. - Sections du PMZA 37
4.3.2 Macrozooplankton - Macrozooplancton 39
4.4 Fish and Macroinvertebrates - Poissons et Macroinvertébrés 43
4.4.1 Estuary and Northern Gulf of St. Lawrence - Estuaire et nord du golfe du Saint-Laurent 43
4.4.2 Southern Gulf of St. Lawrence - Sud du golfe du Saint-Laurent 47
4.5 Seals and whales - Phoques et baleines 60

4.5.1 Seals - Phoques *61*
4.5.2 Whales - Baleines *65*
4.6 MARINE BIRDS - OISEAUX MARINS 78
4.6.1 Population trends - Tendances des populations *79*
4.6.2 Biological indicators - Indicateurs biologiques *84*

5.0 CONTAMINANTS - CONTAMINANTS **88**

5.1 CHEMICAL CONTAMINATION – CONTAMINATION CHIMIQUE 88
5.1.1 Sources, transport and distribution - Sources, transport et diffusion *91*
5.2 METALS - MÉTAUX 93
5.3 PCBS AND OTHER ORGANOCHLORINE CONTAMINANTS - BPC ET AUTRES CONTAMINANTS ORGANOCHLORÉS 98
5.4 POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHS) - HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) 104
5.5 ORGANOMETALLIC COMPOUNDS - COMPOSÉS ORGANOMÉTALLIQUES 107
5.6 NEW CONTAMINANTS – NOUVEAUX CONTAMINANTS 112

ACKNOWLEDGEMENTS - REMERCIEMENTS **115**

REFERENCES **116**

FIGURES **152**

Correct citation for this publication:
La présente publication doit être citée comme suit:

Dufour, R., Benoît, H., Castonguay, M., Chassé, J., Devine, L., Galbraith, P., Harvey, M., Larouche, P., Lessard, S., Petrie, B., Savard, L., Savenkoff, C., St-Amand, L. and Starr, M. 2010. Ecosystem status and trends report: estuary and gulf of St. Lawrence ecozone. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/030. v + 187 p.

Dufour, R., Benoît, H., Castonguay, M., Chassé, J., Devine, L., Galbraith, P., Harvey, M., Larouche, P., Lessard, S., Petrie, B., Savard, L., Savenkoff, C., St-Amand, L. et Starr, M. 2010. Rapport sur le status et les tendances de l'écosystème : écozone de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. MPO Sec. Can. Cons. Sci. Doc. Res. 2010/030. v + 187 p.

ABSTRACT

This document was produced under the umbrella of the national ecosystem status and trends report program and deal with the estuary and gulf of St. Lawrence ecozone. It is structured around the status and trends of some important marine species and physico-chemical variables of the ecosystem.

The national ecosystem status and trends report will support priority-setting for a national biodiversity agenda and will integrate national and provincial ecosystem-based information. It will report on many large terrestrial and marine ecozones.

RÉSUMÉ

Le présent document a été produit dans la foulée du programme national sur l'état et les tendances des écosystèmes et traite de l'écozone de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Il s'articule autour de l'état et des tendances de plusieurs espèces marines ainsi que de certaines variables physico-chimiques importantes de l'écosystème.

Le rapport national sur l'état et les tendances des écosystèmes servira à établir les priorités pour un programme national sur la biodiversité et intégrera de l'information écosystémique de portée nationale et provinciale. Il traitera de nombreuses écozones terrestres et marines d'envergure.

1.0 INTRODUCTION

The Estuary and Gulf of St. Lawrence (EGSL) represent one of the largest and most productive estuarine/marine ecosystems in Canada. With a drainage basin that includes the Great Lakes, the St. Lawrence marine ecosystem receives more than half of the freshwater inputs from the East Coast of North America. The Estuary and Gulf of St. Lawrence ecosystem is also strongly influenced by ocean and climate variability in the North Atlantic, of both Arctic (Labrador Current) and tropical (Gulf Stream) origin. As a result, EGSL exhibits large spatial and temporal variations in environmental conditions and oceanographic processes. This unique setting provides the conditions for highly diverse and productive biological community and trophic structure.

L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (EGSL) constituent l'un des écosystèmes estuariens et marins les plus grands et les plus productifs au Canada et au monde. Avec un bassin versant qui comprend les Grands Lacs, l'écosystème marin du Saint Laurent reçoit plus de la moitié des apports d'eau douce de la côte atlantique de l'Amérique du Nord. En outre, l'écosystème de l'EGSL est fortement influencé par la variabilité des conditions océaniques et climatiques régnant dans l'Atlantique Nord, laquelle variabilité est provoquée par deux phénomènes, un d'origine arctique (le courant du Labrador) et un d'origine tropicale (le Gulf Stream). L'EGSL affichent aussi de grandes variations spatiales et temporelles sur le plan des conditions environnementales et des processus océanographiques. Ce milieu unique offre des conditions idéales pour une communauté biologique et une structure trophique d'une diversité et d'une productivité élevées.

The St. Lawrence marine ecosystem is exposed to a wide variety of human pressures and uses that pose significant threats to its integrity and sustainable use. In addition, EGSL is intensively used for fisheries and navigation, particularly as a major transportation route to the interior of the continent. Furthermore, it is facing an ever–increasing demand from mariculture activities. Coastal development and recreational use (including marine mammal observation) also represent significant activities in the EGSL system. In addition, several land–based human activities are occurring at a high rate along the EGSL shores and in coastal and upstream rivers and tributaries, including industrial and municipal activities, agriculture, and river damming (for water level control and hydropower), all of which affect freshwater, nutrient, organic matter and contaminant inputs to the ecosystem. Ultimately, global processes such as climate change and long–range transport of contaminants also

L'écosystème marin du Saint Laurent est également exposé à une vaste gamme de pressions et d'utilisations humaines qui posent des menaces importantes à son intégrité et à son utilisation durable. L'EGSL sont le site de pêches et d'une navigation intensives, en particulier en tant que voie de transport majeure vers l'intérieur du continent. Cet écosystème est aussi de plus en plus utilisé pour la mariculture. L'aménagement du territoire côtier et les utilisations récréatives (y compris l'observation des mammifères marins) sont également des activités importantes dans l'EGSL. L'activité humaine terrestre est très importante le long des côtes de l'estuaire et du golfe ainsi que dans les cours d'eau et les tributaires côtiers et d'amont, y compris les activités industrielles et municipales, l'agriculture et la construction de barrages sur les rivières (pour régulariser les niveaux d'eau et produire de l'hydroélectricité). Or, toutes ces activités

contribute to the human pressure on the EGSL ecosystem.

ont une incidence sur les apports d'eau douce, de substances nutritives, de matières organiques et de contaminants dans l'écosystème. Enfin, les processus planétaires, comme les changements climatiques et le transport de contaminants sur de longues distances, s'ajoutent à la pression qu'exerce l'homme sur l'EGSL.

The national ecosystem status and trends report will support priority-setting for a national biodiversity agenda and will integrate national and provincial ecosystem-based information. It will report on many large terrestrial and marine ecozones. This document deal with the estuary and gulf of St. Lawrence ecozone and is structured around the status and trends of some important marine species and physico-chemical variables of the ecosystem.

Le rapport national sur l'état et les tendances des écosystèmes servira à établir les priorités pour un programme national sur la biodiversité et intégrera de l'information écosystémique de portée nationale et provinciale. Il traitera de nombreuses écozones terrestres et marines d'envergure. Le présent document traite de l'écozone de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Il s'articule autour de l'état et des tendances de certaines espèces marines importantes ainsi que de variables physico-chimiques de l'écosystème.

2.0 PHYSICAL SYSTEM - SYSTÈME PHYSIQUE

2.1 GEOMORPHOLOGIC STRUCTURE AND CHARACTERISTICS - STRUCTURE ET CARACTÉRISTIQUES GÉOMORPHOLOGIQUES

The Gulf of St. Lawrence (GSL) is a semi–enclosed sea, covering an area of about 236 000 km^2 and containing 35 000 km^3 of water (including the St. Lawrence estuary), that opens to the Atlantic Ocean through the Cabot Strait (104 km wide and 480 m at its deepest) and the Strait of Belle Isle (17 km wide and 60 m at its sill) (Figure 1). The Lower St. Lawrence Estuary is generally included in the broad definition of the Gulf of St. Lawrence. The most prominent geomorphic feature of the GSL is a long and continuous trough, the Laurentian Channel, 290 m in depth (average) and some 1250 km in length from the continental shelf to the Estuary. There are two other deep (> 200 m) channels: the Esquiman Channel wich branches off from the Laurentian Channel and extends toward the Strait of Belle Isle and the Anticosti Channel wich branches off from the Esquiman Channel and extends into Jacques Cartier Strait north of

Le golfe du Saint-Laurent (GSL) est une mer semi-fermée couvrant une superficie d'environ 236 000 km^2, contenant environ 35 000 km^3 d'eau (y compris l'estuaire du Saint-Laurent), qui s'ouvre sur l'Atlantique par le détroit de Cabot (104 km de largeur et 480 m de profondeur maximale) et le détroit de Belle-Isle (17 km de largeur et 60 m à la hauteur de son seuil) (Figure 1). En général, l'estuaire maritime est inclus dans la définition générale du golfe du Saint-Laurent. La caractéristique géomorphologique la plus importante du GSL est la présence d'une fosse longue et continue, le chenal Laurentien, d'une profondeur de 290 m en moyenne et d'une longueur d'environ 1 250 km, depuis le plateau continental jusqu'à l'estuaire. On observe également deux autres chenaux profonds (> 200 m), à savoir le chenal Esquiman, qui part du chenal Laurentien et s'étend vers le détroit de Belle-Isle, et le chenal d'Anticosti, qui part du chenal

Anticosti Island. The Mecatina Trough, in the northeast Gulf, reaches 235 m in depth and connects to the rest of the Gulf via narrow channels approximately 150 m deep. The deepest (540 m) part of the Gulf is observed just north of Cabot Strait. By contrast, the southern portion of the Gulf is a wide and shallow plateau (average depth ca. 60 m). These geomorphological features influence the circulation, mixing and characteristics of water masses. For example, the deep waters of the St. Lawrence enter from the Atlantic through the Laurentian Channel and are advected by estuarine circulation towards the channel head, at the Saguenay River mouth, where strong mixing occurs with near–surface waters.

Esquiman et se prolonge dans le détroit de Jacques-Cartier, au nord de l'île d'Anticosti. La fosse de Mécatina, dans le nord-est du golfe, atteint une profondeur de 235 m et se raccorde au reste du golfe par des chenaux étroits d'une profondeur d'environ 150 m. La partie la plus profonde (540 m) du golfe se trouve juste au nord du détroit de Cabot. À l'opposé, la partie sud du golfe constitue un plateau large et peu profond (profondeur moyenne d'environ 60 m). Ces caractéristiques géomorphologiques ont une incidence sur la circulation, le mélange et les caractéristiques des masses d'eau. Ainsi, les eaux profondes du Saint-Laurent arrivent de l'Atlantique par le chenal Laurentien et sont transportées par advection, par la circulation estuarienne, vers la tête du chenal, à l'embouchure de la rivière Saguenay, où un mélange important a lieu avec les eaux situées près de la surface.

The St. Lawrence River has the fourteenth largest drainage basin in the world, encompassing an area of 1 100 000 km^2 (Graham et al. 1999) with a 1971-2000 mean annual discharge of 12 500 m^3s^{-1} at Québec City (Bourgault and Koutitonsky 1999, Galbraith et al. 2009). The annual mean discharge since 1955 is dominated by interdecadal variability, with low values of 9 200 to 10 000 m^3s^{-1} from 1962 to 1965 to highs of 14 600 to 14 800 m^3s^{-1} occurring in 1973 and 1974 and a decreasing mean trend between 1974 and 2008 of 53 m^3s^{-1} per year, explaining 27% of the variance during that period (Galbraith et al. 2009). This variability includes the effects of flow regulation (which begun in the 1950s) and of large–scale weather patterns over North America (Bourgault and Koutitonsky 1999).

Le fleuve Saint-Laurent fait partie du quatorzième plus grand bassin hydrographique au monde, couvrant une superficie de 1 100 000 km^2 (Graham *et al.*, 1999) et affichant un débit annuel moyen, de 1971 à 2000, de 12 500 m^3s^{-1} à la hauteur de Québec (Bourgault et Koutitonsky, 1999; Galbraith *et al.*, 2009). Depuis 1955, le débit moyen annuel affiche une variabilité interdécennale – on a enregistré des creux de 9 200 à 10 000 m^3s^{-1} de 1962 à 1965, des sommets de 14 600 à 14 800 m^3s^{-1} en 1973 et en 1974 ainsi qu'une tendance moyenne à la baisse entre 1974 et 2008 de 53 m^3s^{-1} par année , ce qui explique la variation de 27 % observée pendant cette période (Galbraith *et al.*, 2009). Cette variabilité inclut les effets de la régularisation du débit (qui a commencé dans les années 1950) et des profils météorologiques à grande échelle observés en Amérique du Nord (Bourgault et Koutitonsky, 1999).

2.2 WATER MASSES - MASSES D'EAU

The summertime water column in the Gulf of St. Lawrence consists of three distinct layers: the surface layer, the cold intermediate layer (CIL) and the deeper water layer (Figure 2). Surface temperatures typically reach maximum values in mid-July to mid-August. Gradual cooling occurs thereafter and wind mixing during the fall leads to a progressively deeper and cooler mixed layer, eventually encompassing the CIL. During winter, the surface layer thickens mostly from wind–driven mixing prior to ice formation, and partly because of buoyancy loss (cooling and reduced runoff) and brine rejection (convection) associated with the formation of sea ice (Galbraith 2006). By the end of March, the surface winter layer exhibits temperatures near freezing (–1.8 to 0°C) and extends to an average depth of 75 m and up to 150 m in some places. Waters from the Labrador Shelf enter the Gulf through the Strait of Belle Isle and may reach the bottom beyond 200 m in the Mecatina Trough (Galbraith 2006). During spring, surface warming, sea ice melting and continental runoff produce a lower–salinity and higher–temperature surface layer below which cold waters become partly isolated from the atmosphere to form the summer Cold Intermediate Layer (CIL). This layer will persist until the next winter, gradually warming up and deepening during the summer, more rapidly so during the fall as vertical mixing intensifies (Gilbert and Pettigrew 1997).

En été, la colonne d'eau dans le golfe du Saint-Laurent comporte trois couches distinctes : la couche de surface, la couche intermédiaire froide (CIF) et la couche d'eau plus profonde (Figure 2). D'ordinaire, les températures à la surface atteignent des valeurs maximales entre la mi-juillet et la mi-août. Un refroidissement graduel se produit par la suite, et le mélange occasionné par les vents au cours de l'automne entraîne l'apparition d'une couche mélangée qui devient progressivement plus froide et plus profonde et qui englobe ultimement la CIF. Au cours de l'hiver, la couche de surface s'épaissit surtout en raison du mélange occasionné par les vents avant la formation des glaces et en partie en raison de la perte de flottabilité (refroidissement et ruissellement réduit) et du rejet de saumure (convection) associé à la formation des glaces de mer (Galbraith, 2006). À la fin du mois de mars, la couche de surface hivernale affiche des températures proches du point de congélation (de -1,8 à 0 °C) et s'étend sur une profondeur moyenne de 75 m, et même de 150 m à certains endroits. Les eaux provenant du plateau du Labrador entrent dans le golfe par le détroit de Belle-Isle et peuvent atteindre le fond, à plus de 200 m, dans la fosse de Mécatina (Galbraith, 2006). Au printemps, le réchauffement des eaux de surface, la fonte des glaces de mer et le ruissellement provenant des terres continentales entraînent une réduction de la salinité et une augmentation de la température de la couche de surface sous laquelle les eaux froides deviennent en partie isolées de l'atmosphère pour former la CIF d'été. Cette couche persiste jusqu'à l'hiver suivant, se réchauffe graduellement et descend en profondeur au cours de l'été, et plus rapidement pendant l'automne lorsque le mélange vertical s'intensifie (Gilbert et Pettigrew, 1997).

2.3 SURFACE LAYER - COUCHE DE SURFACE

The May to November cycle of weekly averaged surface temperature is illustrated in Figure 3 using a 1985-2008 climatology based on AVHRR remote sensing data. Maximum temperatures are reached on average during the second week of August but this varies by up to several weeks from year to year (Galbraith et al. 2009). The maximum surface temperature averages 15.1°C over the Gulf but there are important spatial differences; temperatures on the Magdalen Shallows are the warmest of the Gulf, averaging 17.4°C whereas the coolest surface waters are in the St. Lawrence estuary and in upwelling areas along the lower North shore (Figure 4). The cooling of surface waters of the Gulf during fall and winter reaches near-freezing temperatures first in the Estuary and in bays along the southern coast, then progresses eastward, typically reaching Cabot Strait by the end of the winter (Galbraith et al. 2009).

La Figure 3 illustre le cycle des températures de surface moyennes hebdomadaires de mai à novembre à l'aide des données climatologiques de télédétection AVHRR de 1985 à 2008. Les températures maximales sont atteintes en moyenne au cours de la deuxième semaine d'août, mais cela peut varier de plusieurs semaines d'une année à l'autre (Galbraith *et al.*, 2009). Les températures de surface maximales s'établissent en moyenne à 15,1 °C dans le golfe, mais on observe d'importantes différences spatiales; les températures sur le plateau madelinien sont les plus chaudes enregistrées dans le golfe, s'établissant en moyenne à 17,4 °C, tandis que les eaux de surface les plus froides se trouvent dans l'estuaire du Saint-Laurent et dans les zones de remontée d'eau le long de la Basse-Côte-Nord (Figure 4). Les eaux de surface du golfe, lorsqu'elles se refroidissent au cours de l'automne et de l'hiver, atteignent des températures avoisinant le point de congélation d'abord dans l'estuaire et dans les baies le long de la côte sud, puis vers l'est et, d'ordinaire, dans le détroit de Cabot à la fin de l'hiver (Galbraith *et al.*, 2009).

When considering the surface temperature seasonal cycle throughout the entire Gulf of St. Lawrence, one of the most striking areas is the head of the Laurentian Channel (Figure 3). There, strong vertical mixing with the underlying cold intermediate layer leads to cold summer water temperatures (annual maximum ranging from 5 to 7°C) and winter temperatures that are always above freezing (Galbraith et al. 2002). This is illustrated using data from thermosalinographs installed on commercial ships of Oceanex Inc. between 2000 and 2008 (red line). Gulf-scale averages of the 2000-2008 temperature recordings along the shipping route between 66°W and 59°W are also shown (blue line), and agree remarkably well with the Gulf-wide remote sensing Sea Surface

Lorsque l'on examine le cycle saisonnier des températures à la surface dans l'ensemble du golfe du Saint-Laurent, notre attention est surtout attirée par le chenal Laurentien (Figure 3). À cet endroit, le fort mélange vertical avec la couche intermédiaire froide sous-jacente amène des températures de l'eau estivales froides (maximum annuel oscillant entre 5 et 7 °C) et des températures hivernales qui sont toujours au-dessus du point de congélation (Galbraith *et al.*, 2002). Cette caractéristique a été observée à l'aide de données provenant de thermosalinographes installés sur des navires commerciaux d'Oceanex Inc. entre 2000 et 2008 (ligne rouge). Les moyennes, à l'échelle du golfe, des enregistrements des températures effectués de 2000 à 2008 le long de la voie de navigation se

Temperature (SST) seasonal cycle despite differences between the annual maximum associated with recent warmer years. Another noticeable feature of the SST seasonal cycle is in Northumberland Strait where the temperature can range from -1.6 °C in winter to over 20 °C in summer (not shown).

The most complete SST record in terms of spatial coverage and sampling frequency is from satellite remote sensing but is limited to 1985 to the present. The trend between 1985 and 2008 in the SST record averaged from May to November over the entire Gulf shows a warming of about 2°C (Figure 5, blue line). To determine if this increase is part of a longer term climate change, other records must be examined. Monthly averaged air temperatures over nine stations covering the Gulf (Sept-Îles, Natasquan, Blanc-Sablon, Mont-Joli, Gaspé, Daniel's Harbour, Charlottetown, Îles-de-la-Madeleine, Port aux Basques; see Galbraith et al. 2009) account for 42% of the variance in the monthly SST record and for 58% when May-November averages are compared for both air and sea surface temperatures. This mean air temperature time series is therefore a valuable proxy for SST and allows us to look further back in time, prior to SST data availability (Figure 5, green line). Although the two warmest years since 1945 have occurred in the last decade, there is no convincing trend in the longer time series. Most of the nine stations do not have records prior to 1945, but there are air temperature data available for Pointe-au-Père since 1876 and for Charlottetown from three stations since 1873. These time series are reproduced in Figure 5. They exhibit a variability similar to that of the nine-station average. The complete Pointe-au-Père and Charlottetown air temperature

situant entre 66° et 59° de longitude Ouest sont également illustrées (ligne bleue) et cadrent remarquablement bien avec le cycle saisonnier des températures à la surface de la mer (TSM) mesurées par télédétection dans l'ensemble du golfe, même si des différences existent entre les maximums annuels associés aux dernières années qui ont été plus chaudes. Une autre caractéristique digne de mention du cycle saisonnier des TSM est observée dans le détroit de Northumberland, où la température peut varier de -1,6 °C en hiver à plus de 20 °C en été (non illustré).

La série la plus complète des TSM sur le plan de la couverture spatiale et de la fréquence d'échantillonnage a été obtenue par télédétection par satellite, mais est limitée à la période allant de 1985 à aujourd'hui. La tendance observée entre 1985 et 2008 dans la série des TSM affiche un réchauffement d'environ 2 °C en moyenne de mai à novembre pour l'ensemble du golfe (Figure 5, ligne bleue). Afin de déterminer si cette augmentation s'inscrit dans le cadre d'un changement climatique à plus long terme, il faut examiner d'autres séries de données. Les températures de l'air moyennes mensuelles observées à neuf stations couvrant le golfe (Sept-Îles, Natasquan, Blanc-Sablon, Mont-Joli, Gaspé, Port-Daniel, Charlottetown, îles de la Madeleine, Port-aux-Basques; voir Galbraith *et al.*, 2009) représentent 42 % de la variation observée dans la série des TSM mensuelles et 58 % lorsque les moyennes de mai à novembre sont comparées pour ce qui est des températures de l'air et des températures à la surface de la mer. Cette série chronologique de données sur les températures de l'air moyennes représente, par conséquent, un substitut intéressant pour les TSM et nous permet de remonter plus loin dans le temps, à une période antérieure au début de la collecte des données sur les TSM (Figure 5, ligne verte). Même si les deux années les plus chaudes depuis 1945 ont eu lieu dans la

records do not indicate a colder period prior to 1945. The mean warming trend at Charlottetown is of 1.05°C over 135 years (1873-2008) and is also found when using only the two oldest air temperature stations for Charlottetown. The warming trend is greater at Pointe-au-Père with an increase of 2.04°C per 100 years between 1876 and 1982. The general trends are however dominated by inter-decadal variability of higher amplitude.

dernière décennie, on n'observe aucune tendance convaincante dans la série chronologique la plus longue. Les données recueillies à la plupart des neuf stations sont postérieures à 1945, mais on dispose de données sur la température de l'air provenant de la station de Pointe-au-Père depuis 1876 et des trois stations de Charlottetown depuis 1873. Ces séries chronologiques sont reproduites à la Figure 5. Elles révèlent une variabilité similaire à celle affichée par la moyenne des neuf stations. Les séries complètes de températures de l'air provenant de Pointe-au-Père et de Charlottetown ne révèlent aucune période plus froide antérieure à 1945. La tendance au réchauffement moyenne observée à Charlottetown est de 1,05 °C sur 135 ans (1873-2008), et on constate également cette tendance lorsque l'on utilise que les données des deux plus anciennes stations de mesure de température de l'air de Charlottetown. La tendance au réchauffement est plus importante à la station de Pointe-au-Père, avec une augmentation de 2,04 °C par 100 ans entre 1876 et 1982. Les tendances générales sont cependant dominées par une variabilité interdécennale d'amplitude plus grande.

2.4 WINTER WATER MASSES, SEA ICE, SUMMER COLD INTERMEDIATE LAYER AND WINTER AIR TEMPERATURES - MASSES D'EAU HIVERNALE, GLACES DE MER, COUCHE INTERMÉDIAIRE FROIDE D'ÉTÉ ET TEMPÉRATURES DE L'AIR HIVERNALES

The sources of winter waters are local formation and advection of dense high-salinity Labrador Shelf waters through the Strait of Belle Isle (Lauzier and Bailey 1957, Banks 1966, Petrie et al. 1998, Galbraith 2006). A lower boundary for the fraction of Labrador Shelf waters was found to be 3 to 30% (1996–2009), where the range is associated with interannual variability (Galbraith 2006, Galbraith et al. 2009). The intrusion of Labrador Shelf water affects the productivity and species diversity in the Gulf of St. Lawrence by transporting nutrient–rich water and plankton species of Arctic origin. While

Les eaux d'hiver proviennent de la formation locale et de l'advection d'eaux denses fortement salines du plateau du Labrador qui traversent le détroit de Belle-Isle (Lauzier et Bailey, 1957; Banks, 1966; Petrie *et al.*, 1998; Galbraith, 2006). On a constaté qu'une limite inférieure, pour la fraction des eaux appartenant au plateau du Labrador, s'établissait dans une fourchette de l'ordre de 3 à 30 % (1996-2009), cette fourchette étant associée à la variabilité interannuelle (Galbraith, 2006; Galbraith *et al.*, 2009). L'intrusion des eaux du plateau du Labrador a une incidence sur la productivité et la diversité des

there is little interannual variability in the temperature of the surface layer during winter (being typically close to freezing except for the semi-regular occurrence of a warm water intrusion on the northeast side of Cabot Strait), there is strong inter-annual variability in the thickness of the layer which typically averages 75 m, leading to variability in the overall volume. The formation of the well-mixed winter layer is an important driver of primary production for the entire Gulf by bringing to the surface the nutrients (e.g., nitrates) that will support the phytoplankton bloom the next spring. From 1996 to 2009, the winter volume of cold water (< -1°C), measured from a survey in March, has varied inter-annually between 10 000 and 15 000 km^3, thus encompassing up to 45% of all waters in the Gulf of St. Lawrence during the coldest winters (Figure 6, blue line).

Monitoring of winter oceanographic conditions in the Gulf was sparse prior to 1996 but ice conditions can be used as proxy. Indeed, maximum annual ice volume accounts for 57% of the variance in the winter cold water volume time series for 1996-2008. The ice thickness is not measured directly in the Gulf, but is estimated from observed ice types. It is possible to estimate the overall ice volume in the Gulf from digital charts of ice types and concentration provided by the Canadian Ice Service (Environment Canada). Sea ice is typically produced in the northern parts of the Gulf and along the coast of New Brunswick, then it extends and drifts towards the Îles-de-la-Madeleine and Cabot Strait during the ice season. Some thick ice also enters the Gulf through

espèces dans le golfe du Saint-Laurent du fait qu'elle permet le transport d'eaux riches en éléments nutritifs et d'espèces de plancton provenant de l'Arctique. Même s'il y a peu de variabilité interannuelle dans la température de la couche de surface au cours de l'hiver (celle-ci s'établissant d'ordinaire près du point de congélation si l'on fait exception de l'occurrence périodique d'une intrusion d'eau chaude du côté nord-est du détroit de Cabot), on observe une forte variabilité interannuelle dans l'épaisseur de la couche, laquelle s'établit d'ordinaire en moyenne à 75 m, ce qui contribue à la variabilité du volume global. La formation d'une couche hivernale bien mélangée est l'un des facteurs importants de la production primaire dans l'ensemble du golfe, car cela amène les éléments nutritifs à la surface (p. ex. nitrates), lesquels soutiendront la prolifération du phytoplancton du printemps suivant. De 1996 à 2009, le volume hivernal d'eau froide (< -1 °C), mesuré dans le cadre d'un relevé réalisé en mars, a varié d'une année à l'autre entre 10 000 et 15 000 km^3, ce qui représente jusqu'à 45 % de l'ensemble de l'eau présente dans le golfe du Saint-Laurent au cours des hivers les plus froids (Figure 6, ligne bleue).

La surveillance des conditions océanographiques d'hiver dans le golfe a été effectuée de façon sporadique avant 1996, mais on peut utiliser les conditions de glace en tant que valeurs substitutives. En fait, le volume de glace annuel maximal est responsable de 57 % de la variation dans la série chronologique sur le volume d'eau froide hivernale de 1996 à 2008. L'épaisseur de la glace n'est pas mesurée directement dans le golfe; on l'estime plutôt d'après les types de glace observés. Il est possible d'estimer le volume de glace total dans le golfe à partir de cartes numériques des types de glace et des concentrations fournies par le Service canadien des glaces (Environnement Canada). La glace de mer se forme d'ordinaire dans les parties nord du golfe

the Strait of Belle Isle. The head of the Laurentian Channel remains ice–free most of the winter (Galbraith et al. 2002, Saucier et al. 2003). Figure 6 shows the estimated ice volume time-series since 1969 along with the winter cold water volume (< -1°C) since 1996. The 1971-2000 average of the maximum winter ice volume is 79 km³, with the lowest volume (17 km³) occurring in 1969 and the highest (134 km³) in 1993. The time series is not sufficiently long to see any trend.

et le long de la côte du Nouveau-Brunswick, puis s'étend et dérive vers les îles de la Madeleine et le détroit de Cabot pendant la saison des glaces. Certaines glaces épaisses pénètrent également dans le golfe par le détroit de Belle-Isle. La tête du chenal Laurentien demeure exempte de glaces pendant la majeure partie de l'hiver (Galbraith *et al.*, 2002; Saucier *et al.*, 2003). La Figure 6 illustre la série chronologique des volumes de glace estimés depuis 1969 ainsi que le volume d'eau froide d'hiver (< -1 °C) depuis 1996. Le volume de glace d'hiver maximal moyen de 1971 à 2000 est de 79 km³, le volume le moins élevé s'établissant à 17 km³ (enregistré en 1969) et le plus élevé, à 134 km³ (enregistré en 1993). La série chronologique n'est pas suffisamment longue pour que l'on puisse dégager de tendances.

The summer CIL minimum temperature index (Gilbert and Pettigrew 1997) has been found to be highly correlated with the total volume of cold water (< -1°C) measured the previous March (Galbraith, 2006). This is expected because the CIL is the remnant of the winter cold surface layer. A measurement of the volume of cold water present in March is therefore a valuable tool for forecasting the coming summer CIL conditions, and, since archived data concerning the summertime CIL conditions are more readily available than the sparse winter data, they in turn can be used as an indicator of previous winter water conditions.

On a constaté que l'indice de la température minimale de la CIF d'été (Gilbert et Pettigrew, 1997) était fortement corrélé avec le volume total d'eau froide (< -1 °C) mesuré au cours du mois de mars précédent (Galbraith, 2006). Ce résultat est prévisible du fait que la CIF correspond à ce qui reste de la couche de surface froide d'hiver. Il est donc utile d'obtenir une mesure du volume d'eau froide présent en mars pour prévoir les conditions de la CIF de l'été à venir. De plus, puisque les données archivées concernant les conditions de la CIF d'été sont plus faciles à obtenir que celles concernant les conditions d'hiver, qui sont recueillies de façon sporadique, il est possible de les utiliser en tant qu'indicateur des conditions de l'eau de l'hiver précédent.

Figure 6 shows the time series of the volume of CIL water found to be colder than 1°C in the Gulf during the months of August and September. It bears a strong resemblance to the winter cold water volume as well as to the ice volume. On this time scale, the features are the cold period during the 1990s and the two warm years: 2000 and 2006.

La Figure 6 illustre la série chronologique des volumes d'eau de la CIF dont la température était à inférieure à 1 °C dans le golfe au cours des mois d'août et de septembre. On constate une forte ressemblance avec le volume d'eau froide hivernale ainsi qu'avec le volume des glaces. Sur cette échelle temporelle, les caractéristiques sont la période froide

To investigate the variability of the winter mixed cold and summer CIL conditions on longer time scales, winter air temperature can be used as a proxy since it has a strong influence on the formation of the winter layer. Air temperatures for the months of January, February and March are averaged for the same nine stations located around the Gulf used in the previous section, and similarly, the winter average is used for Charlottetown and Pointe-au-Père prior to 1945. The winter air temperature time series is shown on Figure 7 along with the same oceanographic time series of Figure 6, except that the CIL volume is replaced by the Gilbert and Pettigrew (1997) CIL minimum temperature index, which has the advantage of spanning a longer time period. There is a caveat, however, in that the CIL index for some years is based on sparse data; for example the very high values in the 1960s and in 1980 may be exaggerated. The air temperature at Charlottetown and Pointe-au-Père generally follow the same pattern as the nine-station average, which yields credibility to their use prior to 1945. The overall similarity between the maximum ice volume, the winter cold water volume, the summer CIL volume and minimum temperature index and the winter air temperature is striking. The long term trend in the winter air temperature record is a warming of 1.6°C over 135 years at Charlottetown and of 2.4°C per 100 years at Pointe-au-Père. Winters are therefore getting milder at a faster rate than other seasons.

observée dans les années 1990 et les deux années chaudes qu'ont été 2000 et 2006.

Afin d'examiner la variabilité des conditions de la CIF d'été et des eaux froides mélangées d'hiver sur des échelles temporelles plus longues, on peut se servir des températures de l'air hivernales comme valeurs substitutives du fait qu'elles ont une forte incidence sur la formation de la couche d'hiver. La moyenne des températures de l'air des mois de janvier, de février et de mars a été établie pour les mêmes neuf stations situées dans le golfe qui ont été utilisées dans la section précédente et, de la même façon, on s'est servi de la moyenne hivernale des données recueillies à Charlottetown et à Pointe-au-Père avant 1945. La série chronologique des températures de l'air d'hiver apparaît à la Figure 7, avec la même série chronologique des données océanographiques que celle présentée à la Figure 6, si ce n'est que le volume de la CIF est remplacé par l'indice des températures minimales de la CIF de Gilbert et Pettigrew (1997), ce qui nous permet de couvrir une plus grande période. Le seul inconvénient, toutefois, est que l'indice de la CIF de certaines années est fondé sur des données éparses; par exemple, les valeurs très élevées enregistrées dans les années 1960 et en 1980 peuvent être exagérées. La température de l'air à Charlottetown et à Pointe-au-Père suit généralement le même profil que la moyenne des températures enregistrées aux neuf stations, ce qui donne du poids à leur utilisation pour la période antérieure à 1945. La similitude globale entre le volume maximal des glaces, le volume d'eau froide hivernale, le volume de la CIF d'été, l'indice des températures minimales et la température de l'air hivernale est frappante. La tendance à long terme observée dans la série des températures de l'air hivernales indique qu'il y a un réchauffement de 1,6 °C sur 135 ans à Charlottetown et de

2,4 °C par 100 ans à Pointe-au-Père. En conséquence, les hivers deviennent plus doux, et ce, plus rapidement qu'au cours des autres saisons.

2.5 DEEP LAYER TEMPERATURE, SALINITY AND DISSOLVED OXYGEN INTER-DECADAL VARIABILITY - VARIABILITÉ INTERDÉCENNALE DE LA TEMPÉRATURE, DE LA SALINITÉ ET DE LA CONCENTRATION D'OXYGÈNE DISSOUS DE LA COUCHE PROFONDE

The deeper layer below the CIL (> 150 m) originates at the entrance of the Laurentian Channel at the continental shelf and circulates towards the heads of the Laurentian, Anticosti and Esquiman channels without much exchange with the surface. The layer from 150 to 540 m depth is characterised by temperatures between 2 and 6°C and salinities between 32.5 and 35 (Figure 8). Inter–decadal changes in temperature, salinity and dissolved oxygen of the deep waters entering the Gulf from the continental shelf are related to the varying proportion of the source cold-fresh and high-dissolved-oxygen Labrador Current Water and warm-salty low-dissolved-oxygen Slope Water (McLellan 1957, Lauzier and Trites 1958, Gilbert et al. 2005). These waters travel from Cabot Strait to the Estuary in roughly three to four years (Gilbert 2004), decreasing in dissolved oxygen from in-situ respiration as they progress to the channel heads. The lowest levels of dissolved oxygen are therefore found in the deep waters at the head of the Laurentian Channel in the Estuary. In the 1930s and early 1970s, oxygen levels were above the hypoxic threshold of 30% saturation (Figure 8). The deep waters of the Estuary were briefly hypoxic in the early 1960s and have consistently been hypoxic at about 19-21% saturation since 1984. One half to two thirds of this decrease is associated with changes in source water masses at the continental shelf (Gilbert et al. 2005) which is also illustrated in Figure 8. Temperatures at 300 m have remained fairly stable since 1980, following a gradual increase from 1967. The period 1945 to 1967 was characterised at 300 m by cold

La couche profonde située sous la CIF (> 150 m) tire son origine de l'entrée du chenal Laurentien, à la hauteur du plateau continental, et circule vers la tête du chenal Laurentien, du chenal d'Anticosti et du chenal d'Esquiman, et ce, sans qu'il n'y ait beaucoup d'échange avec les eaux de surface. La couche, qui se situe à une profondeur de 150 à 540 m, est caractérisée par des températures oscillant entre 2 et 6 °C et des salinités variant entre 32,5 et 35 (Figure 8). Les changements interdécennaux observés au chapitre de la température, de la salinité et des concentrations d'oxygène dissous des eaux profondes entrant dans le golfe depuis le plateau continental sont reliés à la proportion variable d'eau douce froide à fortes concentrations d'oxygène dissous provenant du courant du Labrador et d'eau salée chaude à faibles concentrations d'oxygène dissous provenant du talus (McLellan, 1957; Lauzier et Trites, 1958; Gilbert *et al.*, 2005). Ces eaux prennent environ trois à quatre ans pour traverser le détroit de Cabot pour gagner l'estuaire (Gilbert, 2004). Ce faisant, elles perdent de leur concentration d'oxygène dissous en raison de la respiration *in situ* qui survient lorsqu'elles s'écoulent vers la tête des chenaux. Les plus faibles concentrations d'oxygène dissous sont, par conséquent, observées dans les eaux profondes, à la tête du chenal Laurentien, dans l'estuaire. Dans les années 1930 et au début des années 1970, les concentrations d'oxygène étaient supérieures au seuil hypoxique de 30 % de saturation (Figure 8). Les eaux profondes de l'estuaire ont été brièvement hypoxiques au début des années 1960, puis l'ont été

waters, between 4 and 5°C, richer in dissolved oxygen. Increased sediment oxygen demand may be partly responsible for the remainder of the oxygen decline (Gilbert et al. 2005). Hypoxia impacts will be discussed further in the section 4.1.1.

de façon constante, à environ 19-21 % de saturation, depuis 1984. Une proportion allant de la moitié aux deux tiers de cette diminution est associée à des changements dans les masses d'eau provenant du plateau continental (Gilbert *et al.*, 2005), ce qu'illustre également la Figure 8. Les températures à 300 m sont demeurées relativement stables depuis 1980, affichant une augmentation graduelle depuis 1967. La période allant de 1945 à 1967 a été caractérisée, à cette profondeur, par des eaux froides se situant entre 4 et 5 °C, riches en oxygène dissous. L'augmentation de la demande en oxygène dans les sédiments peut en partie être responsable du reste du déclin observé dans les concentrations d'oxygène (Gilbert *et al.*, 2005). Les impacts de l'hypoxie seront examinés plus en détail dans la section 4.1.1.

2.6 WATER LEVEL - NIVEAUX D'EAU

Sea level has been rising in the Northumberland Strait throughout the Holocene or approximately the last 10 000 years. A tide gauge time series starting at the beginning of the 1900's is available for Charlottetown. Based on the analysis of that record, the average rate of sea-level rise is estimated to be at 32.6 cm per century (Figure 9; Koohzare et al. 2006). However, there is a pivot point for crustal subsidence in the southern Gulf of St. Lawrence (Peltier, 2004) and the water level relative to the coast is actually decreasing in the northern part of the Gulf. Recent tidal gauge information (up to 2003) at Sainte-Anne-Des-Monts, Pointe-au-Père, Tadoussac and Sept-Îles all show that the sea level is falling relative to the land. The fastest decrease of sea level is observed at Saint-Jean-Port-Joli with a rate of -8.8 cm per century (Koohzare et al. 2006).

Le niveau de la mer dans le détroit de Northumberland s'est élevé tout au long de l'Holocène, c'est-à-dire depuis approximativement 10 000 ans. Une série chronologique de relevés de marégraphes débutant au début des années 1900 est disponible pour Charlottetown. D'après l'analyse de cette série, l'élévation moyenne du niveau de la mer serait de 32,6 cm par siècle (Figure 9; Koohzare *et al.*, 2006). Cependant, on observe l'existence d'un point pivot pour ce qui est de l'affaissement de la croûte terrestre dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Peltier, 2004), et le niveau d'eau par rapport à la côte est bel et bien en baisse dans la partie nord du golfe. L'information récente obtenue à l'aide des jauges maréales (jusqu'en 2003) à Sainte-Anne-des-Monts, à Pointe-au-Père, à Tadoussac et à Sept-Îles révèle que le niveau de la mer s'abaisse par rapport à la terre. La baisse la plus rapide du niveau de la mer est observée à Saint-Jean-Port-Joli, où il affiche -8,8 cm par siècle (Koohzare *et al.*, 2006).

3.0 SOME ELEMENTS OF THE GULF ECOSYSTEM DYNAMICS - CERTAINS ÉLÉMENTS DE LA DYNAMIQUE DES ÉCOSYSTÈMES DU GOLFE

From: Dufour and Ouellet (2007)

In this section, a succinct overview of the system dynamics will be presented to highlight the particular functionality of the Gulf ecosystem.

Tiré de : Dufour et Ouellet (2007)

Dans la présente section, on présentera un aperçu de la dynamique des systèmes pour essayer de mettre en relief la fonctionnalité particulière de l'écosystème de Golfe.

3.1 SEASONAL BIOLOGICAL PRODUCTION CYCLES - CYCLES SAISONNIERS DE PRODUCTION BIOLOGIQUE

Except for the Lower St. Lawrence Estuary and the Maximum Turbidity Zone area in the Upper Estuary, light intensity does not appear to be a limiting factor for primary productivity in the entire Gulf of St. Lawrence (Therriault and Levasseur 1985). Nutrients, essentially nitrate availability, are identified as the primary driver of the spring phytoplankton blooms over the entire Gulf as well as for sporadic and/or season–long production events at specific sites. In fact, the documented strong spatial and temporal variability of the phytoplankton production were clearly reproduced through nutrient variations in response to sea–ice dynamics, runoff, tidal, and wind–induced circulation, and wind mixing in a coupled physical–biological model (Le Fouest et al. 2005).

À l'exception de l'estuaire maritime du Saint Laurent et de la zone de turbidité maximale dans l'estuaire moyen, l'intensité lumineuse ne semble pas être un facteur limitant pour la productivité primaire dans l'ensemble du golfe du Saint Laurent (Therriault et Levasseur, 1985). En fait, les substances nutritives, essentiellement les nitrates, sont reconnues comme étant le principal élément moteur des proliférations printanières de phytoplancton dans l'ensemble du golfe ainsi que des épisodes de production sporadiques et/ou saisonniers à certains sites. La forte variabilité spatio temporelle de la production planctonique a été clairement reproduite à l'aide de variations des substances nutritives en réaction à la dynamique des glaces de mer, au débit, à la circulation causée par les marées et le vent et au mélange causé par le vent dans un modèle couplé physique biologie de la production planctonique (Le Fouest *et al.*, 2005).

The average picture for the entire Gulf is that late fall and winter deep vertical convection homogenize the water column (down to ca. 100 m), creating a standing stock of nutrients (nitrates) in the upper layer that varies inter–annually as a function of variations in the atmospheric conditions (Plourde and Therriault 2004). In addition, stochastic atmospheric events, such as late fall wind storms passing over the Gulf, can also create intense vertical mixing and contribute to high winter nitrate

Pour brosser un tableau général de la situation dans le golfe, disons que la convection verticale profonde de fin d'automne et d'hiver homogénéise la colonne d'eau (jusqu'à une profondeur d'environ 100 m), créant ainsi un approvisionnement en substances nutritives (nitrates) dans la couche supérieure qui varie d'une année à l'autre en fonction des conditions atmosphériques (Plourde et Therriault, 2004). En outre, les épisodes atmosphériques stochastiques,

concentration in the upper layer (Doyon et al. 2000). In their simulation, Le Fouest et al. (2005) presented a general view of the seasonal production cycle in the Gulf of St. Lawrence. The diatom–dominated vernal bloom occurs around the second half of April following sea–ice melt or retreat, which increases stratification and the light level. The decline of the vernal bloom results from nitrate depletion in the euphotic zone and possibly increasing grazing pressure from the mesozooplankton. During summer and fall, large phytoplankton cells and mesozooplankton biomass gradually decrease. The model suggests that small phytoplankton cells and microzooplankton vary little throughout the year (Doyon et al. 2000).

tels que les tempêtes de vent de fin d'automne qui balaient le golfe, peuvent aussi créer un mélange vertical intense et contribuer à la hausse des concentrations hivernales de nitrates dans la couche supérieure (Doyon *et al.*, 2000). Dans une simulation récente, Le Fouest *et al.* (2005) présentent une vue générale du cycle saisonnier de production dans le golfe du Saint Laurent. La prolifération vernale dominée par les diatomées survient vers la deuxième moitié d'avril après la fonte ou le retrait des glaces de mer, ce qui augmente la stratification et l'intensité lumineuse. Le déclin de la prolifération vernale résulte de l'épuisement des nitrates dans la couche euphotique et est attribuable à une augmentation possible de la pression du broutage par le mésozooplancton. Pendant l'été et l'automne, les grandes cellules phytoplanctoniques et la biomasse mésozooplanctonique diminuent graduellement, mais le modèle indique que les petites cellules phytoplanctoniques et le microzooplancton varient peu au cours de l'année (Doyon *et al.*, 2000).

In the previous description of the physical and phytoplankton conditions of the Gulf, specific regions were identified as zones of important vertical mixing of water masses and productivity "hot spots": 1) the head of the Laurentian Channel in the Lower Estuary (also the head of Anticosti and Esquiman channels); 2) the tidal mixing in Jacques Cartier Strait and the Strait of Belle Isle; 3) the upwelling along Québec's north shore and Anticosti's south coast; 4) the north-western Gulf caracterized by a high variability due to a cyclonic structure, the Anticosti Gyre, and the Gaspé Current. The physical mechanisms involved at these sites were reviewed in the previous section. How these features may be responsible for particular regional zooplankton (and higher trophic levels) communities is important for our understanding of the functioning of the Gulf system.

Dans la description précédente de l'environnement physique et planctonique du golfe, certaines régions ont été désignées comme des zones de mélange vertical important des masses d'eau et des points de forte productivité : 1) la tête du chenal Laurentien dans l'estuaire maritime (également les têtes des chenaux d'Anticosti et d'Esquiman) ; 2) le mélange maréal dans les détroits de Jacques Cartier et de Belle Isle ; 3) les remontées d'eau le long de la Côte-Nord et de la côte sud de l'île d'Anticosti ; 4) le nord–ouest du golfe caractérisé par une forte variabilité due à la présence d'une structure cyclonique, la gyre d'Anticosti, et le courant de Gaspé. Les mécanismes physiques précis qui jouent un rôle à ces sites ont été passés en revue dans la section précédente. Comment ces charactéristiques peuvent être responsable de la structure régionale des communautés de zooplankton (et des niveaux trophiques supérieurs) est

important pour notre compréhension du fonctionnement du Golfe.

3.2 LOWER ESTUARY–GASPÉ CURRENT–SOUTHWESTERN GULF COMPLEX - COMPLEXE ESTUAIRE MARITIME–COURANT DE GASPÉ–SUD OUEST DU GOLFE

Probably the best studied ecosystem of the Gulf is the Lower Estuary–Gaspé Current–southwestern Gulf (Magdalen Shallows) complex. The "nutrient pump" at the head of the Laurentian Channel supports a relatively high productivity in this region. Noticeably, the spring bloom in the Lower Estuary is delayed by 4 to 8 weeks relative to the open Gulf. The optimal environmental conditions to initiate this main bloom appear when the spring runoff subsides. An increased retention time seems to be the mechanism that allows the spring bloom to occur in the Lower Estuary (Zakardjian et al. 2000). Environmental conditions in the Lower Estuary and Gaspé Current generally allow two or three blooms annually. One or two short and less intense blooms occur in mid–May and/or mid–August. A more intense bloom occurs at the end of June or in early July (Starr et al. 2003). The influence of the Lower Estuary is responsible for high but also variable concentrations of nutrients in the Gaspé Current that support an intense phytoplankton production that may last until the end of June and sometimes later (Starr et al. 2003).

La région du golfe qui est probablement la mieux étudiée est le complexe estuaire maritime–courant de Gaspé–sud ouest du golfe (petits fonds des Îles-de-la-Madeleine). La « pompe à substances nutritives » se trouvant à la tête du chenal Laurentien soutient une productivité relativement importante dans la région. La prolifération printanière qui survient dans l'estuaire maritime est visiblement retardée de quatre à huit semaines par rapport à celle du golfe. Les conditions environnementales optimales pour le déclenchement de cette prolifération majeure se présentent lorsque le débit des eaux de ruissellement de printemps diminue. L'augmentation du temps de rétention semble être le mécanisme qui permet la prolifération printanière dans l'estuaire maritime (Zakardjian *et al.*, 2000). Deux ou trois proliférations par année sont généralement observées dans l'estuaire maritime et le courant de Gaspé. Une ou deux proliférations courtes et moins intenses ont lieu à la mi mai et/ou à la mi août. Une prolifération plus intense a lieu à la fin de juin ou au début de juillet (Starr *et al.*, 2003). L'estuaire maritime est responsable des concentrations élevées, mais également variables, de substances nutritives dans le courant de Gaspé qui soutient une production intense de phytoplancton pouvant durer jusqu'à la fin de juin et parfois au-delà (Starr *et al.*, 2003).

Also important in the Lower Estuary is that an increase in stratification,from higher temperatures and lower salinities of the surface waters combined with reduced nutrient concentrations favour the occurrence of toxic algal blooms (Therriault et al. 1985, Weise et al. 2002). Blooms of the toxic alga *Alexandrium tamarense* occur in the plumes of the Manicouagan and Aux Outardes rivers and in the Gaspé

Fait également important, les proliférations d'algues toxiques dans l'estuaire maritime sont favorisées par une augmentation de la stratification, de la température et des substances nutritives dans la colonne d'eau ainsi que par une baisse de la salinité dans les eaux de surface (Therriault *et al.*, 1985, Weise *et al.*, 2002). On a trouvé des proliférations d'algues toxiques *Alexandrium tamarense* dans les

Current (Therriault et al. 1985). Alexandrium cysts and cells at the mouths of these rivers may serve to inoculate other blooms that appear along the southern coast of the Gulf of St. Lawrence along the Gaspé Peninsula (Blasco et al. 1996).

panaches des rivières Manicouagan et aux Outardes ainsi que dans le courant de Gaspé (Therriault *et al.*, 1985). Les kystes et les cellules de type Alexandrium qui se trouvent dans les embouchures de ces rivières peuvent servir à inoculer d'autres proliférations qui apparaissent le long de la côte sud du golfe du Saint-Laurent, le long de la péninsule gaspésienne (Blasco *et al.*, 1996).

The high production in the Lower Estuary supports an abundant zooplankton community. The life cycle of zooplankton creates seasonal differences in biomass and community structure. Many species of copepods are herbivores/omnivores that require good timing between their presence and the abundance of phytoplankton. The Lower Estuary and Gaspé Current are important regions for the reproduction of copepods and also for their transport toward the southern Gulf region.The reproductive and developmental period for *C. finmarchicus* is tightly coupled to the local spring or summer (depending on the region) phytoplankton bloom. In the Lower Estuary, the greatest abundance of female *C. finmarchicus* is observed at the end of spring or early summer, when they may take advantage of the high phytoplankton biomass to complete maturation and produce their eggs (Plourde and Runge 1993, Plourde et al. 2001).

La production élevée de l'estuaire maritime soutient une communauté phytoplanctonique abondante. Le cycle biologique du zooplancton crée des différences saisonnières dans la biomasse et la structure de la communauté. De nombreuses espèces de copépodes sont des herbivores/omnivores qui requièrent une bonne synchronisation entre leurs phases actives et l'abondance du phytoplancton. L'estuaire maritime et le courant de Gaspé sont des régions importantes pour la reproduction des copépodes, mais également pour le transport de la biomasse vers le sud du golfe. La période de reproduction et de développement de *C. finmarchicus* est donc étroitement liée à la prolifération printanière ou estivale locale du phytoplancton, selon la région. Dans l'estuaire maritime, on observe la plus grande abondance de femelles de *C. finmarchicus* à la fin du printemps ou au début de l'été, où elles peuvent profiter de la grande biomasse phytoplanctonique pour arriver à maturité et produire leurs œufs (Plourde et Runge, 1993, Plourde *et al.*, 2001).

The seasonal variations in copepod community structure observed in the Estuary also seem to be linked to the magnitude of the flushing of small species (e.g., *Oithona spp.*, *Acartia spp.*) in surface waters and copepod developmental stages at the start of the species–specific reproductive periods (Plourde et al. 2002). The intensity of the spring and summer outflows thus influences the relative proportion of young stages of the genus *Calanus* and other organisms like

Les variations saisonnières observées dans la structure de la communauté de copépodes semblent également être liées à l'ampleur de la dispersion des petites espèces (*Oithona sp.*, *Acartia sp.*, etc.) dans les eaux de surface et aux stades de développement au début des périodes de reproduction propres à chaque espèce (Plourde *et al.*, 2002). L'intensité des débits sortants printaniers et estivaux influe sur la proportion relative des jeunes stades du genre *Calanus* et sur d'autres

euphausiids that are retained in the region or exported to other regions of the Gulf. The mesozooplankton community in the spring and part of the summer is dominated by species of the genus *Calanus*. At the end of summer and in autumn, when the Calanus population enters hibernation and moves into deeper water, this community evolves towards one dominated by small species that are adapted to take advantage of the warmer surface waters (Plourde et al. 2002).

Interannual variations in copepod community structure (Plourde et al. 2002) and in the population dynamics of *C. finmarchicus* and *C. hyperboreus* have also been described for the Lower Estuary (Plourde et al. 2001, 2003). Although some links between phytoplankton blooms and abiotic factors (e.g., freshwater discharge, surface water heating, nutrient cycles) are evident, for the most part the mechanisms that account for interannual variation of zooplankton communities remain largely unknown (Descroix et al. 2005). For example, how was the cooling period at the start of the 1990s linked to the increase in abundance of *Metridia longa* and decrease in abundance of *C finmarchicus* in the Lower Estuary (Plourde et al. 2002)? The abundance of *Meganyctiphanes norvegica*, *Thysanoessa raschii*, and *T. inermis* (krill) has also been observed to have decreased in the Lower Estuary since 1994. The proportion of krill in the zooplankton has decreased from 80% to 40% in less than 10 years. In addition, a reduction in krill abundance has been noticeable in the southern Gulf since 1987 and seems to reflect a general phenomenon that extends along all costal zones in Atlantic Canada (DFO. 2005c).

The Gaspé Current is the extension of the flow from the Lower Estuary and leads to the Magdalen Shallows and the southern

organismes comme les euphausiacés qui sont retenus dans la région ou exportés vers d'autres régions du golfe du Saint Laurent. Au printemps et pendant une partie de l'été, la communauté de mésozooplancton affiche donc une dominance des espèces du genre *Calanus*. À la fin de l'été et à l'automne, lorsque la population du genre Calanus entre en hibernation et se déplace dans l'eau plus profonde, la communauté évolue vers de petites espèces qui sont adaptées aux eaux de surface plus chaudes (Plourde *et al.*, 2002).

Les variations interannuelles dans la structure de la communauté de copépodes (Plourde *et al.*, 2002) et la dynamique des populations *C. finmarchicus* et *C. hyperboreus* dans l'estuaire maritime ont été étudiées (Plourde *et al.*, 2001, Plourde *et al.*, 2003). Bien que certains liens soient évidents entre les proliférations de phytoplancton et les facteurs abiotiques (débits d'eau douce, réchauffement des eaux de surface, cycles des substances nutritives, etc.), les mécanismes qui expliquent les variations interannuelles des communautés de zooplancton demeurent pour la plupart inconnus. Par exemple, de quelle façon la période de refroidissement du début des années 1990 est elle liée à l'augmentation de l'abondance de *Metridia longa* et à la diminution de l'abondance de *C. finmarchicus* dans l'estuaire maritime (Plourde *et al.*, 2002) ? On a également observé une diminution de l'abondance de *Meganyctiphanes norvegica* (krill), de *Thysanoessa raschii* et de *T. inermis* dans l'estuaire maritime depuis 1994. La proportion de krill dans le zooplancton est passée de 80 à 40 % en moins de dix ans. En outre, la réduction de la proportion de krill dans le sud du golfe est évidente depuis 1987 et semble témoigner d'un phénomène général se produisant à l'échelle de toutes les zones côtières du Canada atlantique (DFO. 2005c).

Le courant de Gaspé s'étend le long de la péninsule Gaspésienne vers le plateau des Îles de la Madeleine et l'embranchement

branch of the Laurentian Channel. This advection of estuarine production toward the southern part of the Gulf can result in large phytoplankton biomasses and blooms that may last for several weeks (de Lafontaine et al. 1991, Starr et al. 2003). On the Magdalen Shallows, the dominant zooplankton species are large copepods and euphausiids as well as small copepods (*Acartia spp.*, *Oithona spp.*) and developmental stages of large copepods (mainly *Calanus spp.*) exported downstream, hence a source for the local *Calanus* population in the southern Gulf (see below). Some studies have shown that the concentration of immature copepod stages in the Gaspé Current may reach abundances 10 to 20 times greater than those observed in the northwestern Gulf (Fortier et al. 1992).

Under the influence of the Gaspé Current, the Magdalen Shallows do not support communities of large *Calanus* copepods, which are likely to be seeded each year in spring and/or summer. All developmental stages of large copepods such as *Calanus spp.* can be transported from the Estuary, which would entirely (e.g., *C. hyberboreus*) or partly contribute to their high abundance and biomass in the regions in addition to their local development in summer (e.g., *C. finmarchicus*). This transport is accomplished via surface circulation in the spring from deeper areas of the Gulf of St. Lawrence, in contrast to other species of copepods that are retained in the region (Runge et al. 1999, Zakardjian et al. 2003). For example, it is possible to observe interannual variations in the summer biomass of zooplankton that are largely due to variations in the biomass of organisms greater than 1000 µm in length (Runge et al. 1999). In this region, the abundance and diversity of zooplankton, including ichthyoplankton, appear superior to those recorded elsewhere in the Gulf of St. Lawrence (de Lafontaine et al. 1991). However, that view may change as the

sud du chenal Laurentien. Ce courant permanent exporte donc la production de l'estuaire vers le sud du Golfe engendrant une biomasse phytoplanctonique importante et des proliférations pouvant durer plusieurs semaines (de Lafontaine *et al.*, 1991, Starr *et al.*, 2003). Les espèces de zooplancton dominantes dans cette communauté sont les grands copépodes et les grands euphausiacés ainsi que les petits copépodes (*Acartia sp.*, *Oithona sp.*) et les stades de développement de grands copépodes (principalement *Calanus sp.*) exportés en aval, où ils constituent une source pour la population de *Calanus* du sud du golfe. Certaines études ont démontré que la concentration de stades immatures de copépodes dans le courant de Gaspé peut atteindre des abondances de dix à vingt fois supérieures à celles observées dans le nord ouest du golfe (Fortier *et al.*, 1992).

Sous l'influence du courant de Gaspé, les petits fonds des Îles-de-la-Madeleine ne soutiennent pas les communautés de grands copépodes *Calanus* qui sont susceptibles d'être disséminées tous les ans au printemps et/ou à l'été. Par contre, tous les stades de développement des grands copépodes, tels que *Calanus sp.*, peuvent être transportés depuis les régions en amont, ce qui expliquerait entièrement (ex. *C. hyberboreus*) ou partiellement leur abondance et leur biomasse élevées ainsi que leur développement local (ex. *C. finmarchicus*) en été. Ce transport est assuré par la circulation de surface au printemps, depuis les zones plus profondes du golfe du Saint Laurent, contrairement à d'autres espèces de copépodes qui sont retenues dans la région (Runge *et al.*, 1999 ; Zakardjian *et al.*, 2003). Par exemple, on peut observer des variations interannuelles dans la biomasse estivale du zooplancton qui sont en grande partie attribuables aux variations de la biomasse des organismes d'une longueur supérieure à 1000 µm, les espèces plus grandes (Runge *et al.*, 1999). Dans cette région, l'abondance et la

sampling effort in the northern and northeastern Gulf intensifies, under the AZMP (Atlantic Zonal Monitoring Program) for example. The copepod community differs from that in other regions in the Gulf of St. Lawrence. Other than copepods of the genus *Calanus* (mostly *C. finmarchicus*), most of the dominant species are small and include *Temora longicornis*, *Centropages spp.*, and *Tortanus discaudatus* (de Lafontaine et al. 1991). In the southern Gulf, the greatest biomass of zooplankton is found in the western portion of the Magdalen Shallows (Shediac Station) where strong and persistent concentrations of chlorophyll have been observed in some years (Drinkwater and Pepin 2003).

diversité du zooplancton, y compris de l'ichtyoplancton, semblent supérieures à celles enregistrées ailleurs dans le golfe du Saint Laurent (de Lafontaine *et al.*, 1991). Cependant, il est possible que l'on doive changer ce point de vue à mesure que l'effort d'échantillonnage dans le nord et le nord est du golfe s'intensifiera, notamment dans le cadre du PMZA (Programme de monitorage de la zone atlantique). La communauté de copépodes diffère de celles des autres régions du golfe du Saint Laurent. Autres que les copépodes du genre *Calanus* (surtout *C. finmarchicus*), la plupart des espèces dominantes sont petites et incluent *Temora longicornis*, *Centropages sp.* et *Tortanus discaudatus* (de Lafontaine *et al.*, 1991). Dans le sud est du golfe, la plus grande biomasse de zooplancton se trouve dans la partie ouest des petits fonds des Îles-de-la-Madeleine (Shediac), où l'on a observé des concentrations fortes et persistantes de chlorophylle certaines années (Drinkwater et Pépin, 2003).

The abundance and production of zooplankton have a major influence on the survival of ichthyoplankton and the recruitment of fish species. For example, high mackerel recruitment appears to be linked to high copepod egg production (Ringuette et al. 2002, Plourde and Castonguay 2005, Castonguay et al. 2009). A similar hypothesis was suggested by Runge and de Lafontaine (1996), who showed a link between the abundance of copepod (*Calanus spp.*) eggs and redfish larvae at stations in the northeastern Gulf (southeast of Anticosti Island).

L'abondance et la production du zooplancton influent grandement sur la survie de l'ichtyoplancton et le recrutement d'espèces de poissons. Par exemple, le recrutement élevé de maquereaux semble être lié à la forte production d'œufs de copépodes (Ringuette *et al.*, 2002, Plourde et Castonguay, 2005). Une hypothèse similaire a été avancée par Runge et de Lafontaine (1996), qui ont démontré l'existence d'un lien entre l'abondance des œufs de copépodes (*Calanus sp.*) et de larves de sébastes à des sites du nord ouest du golfe (sud est de l'île d'Anticosti).

3.3 NORTHWESTERN GULF (ANTICOSTI GYRE) - NORD OUEST DU GOLFE (GYRE D'ANTICOSTI)

Another part of the Gulf that has historically received attention from the scientific community is the northwestern Gulf or Anticosti Gyre region. Although it is treated as a distinct entity, that region is also closely connected with the adjacent Gaspé Current. The Gaspé Current is

Le nord ouest de Golfe, ou région de la gyre d'Anticosti, est une autre partie du golfe qui a par le passé reçu l'attention de la communauté scientifique. Bien que cette région soit traitée comme une unité distincte, elle est aussi étroitement liée au courant de Gaspé, son voisin. Parfois, le

sometime unstable and separates from the coast to partly recirculate in the northwestern Gulf (Saucier et al. 2003), with significant impact on the phytoplankton biomass distribution in the area (Le Fouest et al. 2005). The region can also receive early life stages of *Calanus* from the Lower Estuary (Zakardjian et al. 2003). This region is crossed by a portion of the Laurentian Channel; hence deep–water upstream current could play a role in the distribution and the structure of the zooplankton community in the Lower Estuary (see below). The circulation in that region creates a quasi–permanent eddy known as the Anticosti Gyre. This allows nutrients to be concentrated when the waters become less stratified in the spring, permitting a very short but intense diatom–dominated bloom. Although the Anticosti Gyre region is recognized as being less productive than the southern Gulf, the concentration of chlorophyll is greater there in the spring (Starr et al. 2003). The depletion of nutrients occurs two to three weeks earlier than in the southeast Gulf, suggesting that the spring bloom starts earlier there (Starr et al. 2002). Following the bloom, nutrients in the strongly stratified and shallow surface waters at the centre of the Gyre become depleted during the summer, thus limiting phytoplankton productivity.

courant de Gaspé est instable et se sépare de la côte pour recirculer partiellement dans le nord ouest du golfe (Saucier *et al.*, 2003), ce qui a un impact significatif sur la répartition de la biomasse phytoplanctonique dans la zone (Le Fouest *et al.*, 2005). La région peut également recevoir les premiers stades de développement de *Calanus* en provenance de l'estuaire maritime (Zakardjian *et al.*, 2003). La région est traversée par une partie du chenal Laurentien ; de là, les courants des eaux profondes en amont pourraient jouer un rôle dans la répartition et la structure de la communauté zooplanctonique de l'estuaire maritime (voir ci après). Dans cette région, la circulation crée un remous presque permanent, connu sous le nom de « gyre d'Anticosti ». Le mouvement concentre les substances nutritives lorsque les eaux perdent de leur stratification au printemps, ce qui permet une prolifération très courte, mais intense, dominée par les diatomées. Même si cette région (avec la gyre d'Anticosti) est reconnue comme étant moins productive que le sud du golfe, la concentration de chlorophylle y est plus élevée au printemps (Starr *et al.*, 2003). L'épuisement des substances nutritives survient de deux à trois semaines plus tôt que dans le sud est du golfe, ce qui laisse sous-entendre que la prolifération printanière débute plus tôt à cet endroit (Starr *et al.*, 2002). Après la prolifération, les substances nutritives qui se trouvent dans les eaux de surface peu profondes et fortement stratifiées, au centre de la gyre, s'épuisent pendant l'été, limitant ainsi la productivité du phytoplancton.

The deep Laurentian Channel and the influence of water masses of various origins (e.g., Arctic, Atlantic) promote the presence of euphausiids, chaetognaths (*Sagitta elegans*), hyperiid amphipods, and gelatinous organisms (siphonophores). Although *Oithona similis* represents a large proportion of the community, large copepods of the genus *Calanus* are also abundant and contribute greatly to the high

La profondeur du chenal Laurentien et l'influence des masses d'eau de diverses origines (p. ex. Arctique, Atlantique) favorisent la présence d'euphausiacés, de chétognathes (*Sagitta elegans*), d'amphipodes hypéridés et d'organismes gélatineux (siphonophores). Même si *Oithona similis* représente une forte proportion de la communauté, les grands copépodes du genre *Calanus* sont

total zooplankton biomass in the region. The great depth (320 m) favours the presence of copepods of the genus *Calanus* (*C. finmarchicus*, *C. glacialis*, and *C. hyperboreus*) that spend a considerable part of the year in diapause in deep waters. The abundance of these species in the Anticosti Gyre accounts for the great biomass of zooplankton there, especially in the autumn. Late developmental stages of *Calanus spp.* present in the deep waters of the Laurentian Channel in the autumn are subsequently transported by the deep current towards the head of the Laurentian Channel in the Lower Estuary. As observed for the genus *Calanus*, krill may similarly be transported by deep–water currents to the head of the Laurentian Channel, where mature individuals are concentrated. This transport mechanism may create the greatest concentration of krill (mostly *Meganyctyphanes norvegica* and *Thysanoessa rashi*) observed in the northwest Atlantic (Simard et al. 2002).

également abondants et contribuent considérablement à la présence d'une biomasse zooplanctonique importante dans la région. Les grandes profondeurs (320 m) favorisent la présence de copépodes du genre *Calanus* (*C. finmarchicus*, *C. glacialis* et *C. hyperboreus*) qui passent une partie considérable de l'année en diapauses dans les eaux profondes. L'abondance de ces espèces dans la gyre d'Anticosti explique l'importante biomasse zooplanctonique à cet endroit, particulièrement en automne. Les derniers stades de développement de *Calanus sp.* présents dans les eaux profondes du chenal Laurentien en automne sont ensuite transportés par les courants des profondeurs vers la tête du chenal Laurentien, dans l'estuaire maritime. Ce mécanisme peut aussi transporter le krill à la tête du chenal Laurentien, où les individus matures sont concentrés, créant ainsi la plus grande concentration de krill (surtout *Meganyctyphanes norvegica* et *Thysanoessa rashi*) observée dans l'Atlantique Nord Ouest (Simard *et al.*, 2002).

The abundance and diversity of the ichthyoplankton are considered low and dominated by capelin and redfish (de Lafontaine et al. 1991). That may be the case for the Anticosti Gyre itself; however, in the mid 1980s, high concentrations of fish eggs (cod, witch flounder) and larvae (sandlance, redfish) were observed along the Québec coast, southwest Anticosti Island and in Jacques Cartier Strait (Ouellet et al. 1994). Furthermore, the northwestern Gulf is an important zone for larval development in the spring and for the recruitment of northern shrimp (*P. borealis*) (Ouellet et al. 1990, Ouellet and Lefaivre 1994).

De Lafontaine *et al.*, (1991) ont rapporté que l'abondance et la diversité de l'ichtyoplancton étaient faibles dans le nord–ouest et que celui-ci était surtout dominé par le capelan et le sébaste. Cependant, dans le milieu des années 1980, des concentrations élevées d'œufs (morue, plie grise) et de larves de poissons (lançon, sébaste) ont été observées le long de la côte du Québec, au sud ouest de l'île d'Anticosti et dans le détroit de Jacques Cartier (Ouellet *et al.*, 1994). Il convient aussi de noter que le nord ouest du golfe est une zone importante au printemps pour le développement des larves et pour le recrutement de la crevette nordique (*P. borealis*) (Ouellet *et al.*, 1990 ; Ouellet et Lefaivre, 1994).

3.4 NORTHEASTERN GULF - NORD EST DU GOLFE

The data for this region are still fragmentary but the data base has been

Les données pour cette région sont encore fragmentaires, mais elles ont été

improved over the last decade with the implementation of the Atlantic Zone Monitoring Program (AZMP; see section 4.1 for more information about AZMP). The main characteristic of the northeastern Gulf is the influence of the incursion of cold, salty water from the Labrador Shelf coastal current through the Strait of Belle Isle (especially in winter). The phytoplankton biomass observed there suggests that this region of the Gulf of St. Lawrence is less productive than the Estuary and northwestern regions (de Lafontaine et al. 1991, Starr et al. 2003,). A recent simulation reveals nevertheless possible high production events along the Québec coast associated with Labrador Shelf water entering through the Strait of Belle Isle in late summer and fall (Le Fouest et al. 2005). Wind–induced upwellings along the Québec coast may also cause episodic enrichment of surface waters. The large channels in the area (Esquiman, Anticosti) promote the development of a great biomass of zooplankton at their margins. The large copepods *C. finmarchicus* and *C. glacialis* dominate these communities (de Lafontaine et al. 1991, Harvey et al. 2004).

améliorées pendant les dernières années grâce à la mise en œuvre du Programme de Monitorage Zonal Atlantique (PMZA, voir 4.1 pour plus d'information sur ce programme). La caractéristique principale du nord est du golfe est l'influence de l'incursion d'eau froide et salée du courant côtier du plateau continental du Labrador qui entre par le détroit de Belle Isle (particulièrement en hiver). Selon la biomasse phytoplanctonique observée, cette région du golfe du Saint Laurent serait moins productive que l'estuaire et la région du nord ouest (de Lafontaine *et al.*, 1991, Starr *et al.*, 2003). Une simulation récente révèle des épisodes de production élevée, mais néanmoins possibles, le long de la côte du Québec qui peuvent être associés à l'entrée d'eau du plateau continental du Labrador par le détroit de Belle Isle à la fin de l'été et à l'automne (Le Fouest *et al.*, 2005). Les remontées d'eau causées par les vents balayant la côte du Québec peuvent également occasionner un enrichissement épisodique en sels nutritifs des eaux de surface. Les larges chenaux de la région (Esquiman, Anticosti) favorisent le développement d'une abondante biomasse zooplanctonique à leurs marges. Les grands copépodes *C. finmarchicus* et *C. glacialis* sont dominants dans ces communautés (de Lafontaine *et al.*, 1991, Harvey *et al.*, 2004).

The entrance of the Esquiman Channel is also an important spawning site for the northern Gulf cod stock (Ouellet et al. 1997). A diverse ichthyoplankton community, dominated by capelin and herring larvae, has been observed in summer on the west coast of Newfoundland (Grégoire et al. 2006).

L'entrée du chenal d'Esquiman est également un site de frai important pour le stock de morue du nord du golfe (Ouellet *et al.*, 1997). Une communauté d'ichtyoplancton diversifiée, dominée par les larves de capelan et de hareng, a été observée en été sur la côte ouest de Terre Neuve (Grégoire *et al.*, 2006).

3.5 COASTAL ZONES - ZONES CÔTIÈRES

The coastal zone includes a number of ecosystems of small extent that have high biodiversity value and consequently it is important for wildlife and people (see Dufour and Ouellet 2007). Nevertheless, it

La zone côtière comporte un certain nombre d'écosystèmes de petite étendue qui affichent une valeur élevée en matière de biodiversité et qui, par conséquent, sont importants pour la faune et l'humain (voir

is exposed to a wide variety of human pressures and uses that pose a significant threat to its ecological integrity and sustainability. The cumulative effects of these pressures are having ecological consequences which may be widespread, but their interactions and relative contributions are not well understood.

Dufour et Ouellet, 2007). Néanmoins, ces écosystèmes sont exposés à un vaste éventail de contraintes et d'utilisation par l'homme qui pose une menace importante pour leur intégrité et leur durabilité écologiques. Les effets cumulatifs de ces contraintes ont des conséquences écologiques qui peuvent se faire sentir à grande échelle, mais on connaît mal leurs interactions et leurs contributions relatives.

The primary human pressures in the coastal zone are: aquaculture, alien invasive species, habitat destruction/modification, addition of nutrients and contaminants, modified freshwater inputs, shipping noise, and commercial fishing.

Les principales contraintes exercées par l'homme dans la zone côtière sont l'aquaculture, l'introduction d'espèces envahissantes non indigènes, la destruction ou la modification de l'habitat, l'apport d'éléments nutritifs et de contaminants, la modification des apports d'eaux douces, le bruit provoqué par la navigation et la pêche commerciale.

4.0 STATUS AND TRENDS OF PHYSICOCHEMICAL VARIABLES AND SELECTED SPECIES - ÉTAT DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES DE CERTAINES ESPÈCES ET TENDANCES

4.1 PHYSICOCHEMICAL VARIABLES - VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES

4.1.1 Water quality and hypoxia - Qualité de l'eau et hypoxie

The state of health of the St. Lawrence, such as measured by the availability of dissolved oxygen to organisms that live in and use the sea floor and adjacent bottom waters, has been discussed in section 2.0. The declining oxygen levels in the St. Lawrence are attributed to two factors: 1) changes in the ocean circulation pattern in the northwest Atlantic, possibly linked to climate variability through the North Atlantic Oscillation; these changes affect the properties of the water masses entering the deep Gulf environment through the mouth of the Laurentian Channel and 2) increased flux of organic matter to the sea floor. Gilbert et al. (2005) estimate that a 19% decrease in the proportion of cold, oxygen-rich, Labrador Current Water in the water masses entering the Gulf explains between one half and two-thirds of the observed oxygen decline since the 1930s (Gilbert et al.

La qualité des eaux du Saint-Laurent telle que mesurée par les concentrations d'oxygène dissous disponibles pour les organismes qui y vivent et l'utilisation du fond marin et des eaux de fond adjacentes est examinée à la section 2.0. Les déclins des concentrations d'oxygène dans le Saint-Laurent sont attribués à deux facteurs : 1) changements dans les profils de circulation océanique dans le nord-ouest de l'Atlantique, probablement liés à la variabilité du climat occasionnée par l'oscillation nord-atlantique; ces changements ont une incidence sur les propriétés des masses d'eau qui entrent dans l'environnement profond du golfe par l'embouchure du chenal Laurentien; 2) l'accroissement du flux des matières organiques sur le fond marin. Gilbert *et al.* (2005) estiment qu'une diminution de 19 % de la proportion d'eau du courant du Labrador froide et riche en oxygène

2005). The remaining oxygen depletion can be attributed to an increased flux of organic matter to the bottom waters. Biogeochemical and micropaleontological indicators preserved in the sediments confirm that an enhanced flux of organic matter to the bottom waters contributed to the oxygen decline (Thibodeau et al. 2006). The increased carbon flux could be ascribed to natural variability in surface productivity, but it could also result from human activities such as municipal effluent discharge, increased use and leaching of fertilizers leading to eutrophication, soil erosion, and deforestation.

présente dans les masses d'eau pénétrant dans le golfe explique entre la moitié et les deux tiers du déclin des concentrations d'oxygène observé depuis les années 1930 (Gilbert *et al.*, 2005). Le reste de l'appauvrissement en oxygène peut être attribué à une augmentation du flux des matières organiques dans les eaux de fond. Des indicateurs biogéochimiques et micropaléontologiques préservés dans les sédiments confirment qu'un flux accru de matières organiques dans les eaux de fond contribue au déclin des concentrations d'oxygène (Thibodeau *et al.*, 2006). L'accroissement du flux de carbone peut être relié à la variabilité naturelle de la productivité des eaux de surface, mais il peut également découler d'activités humaines telles que les rejets d'effluents municipaux, l'utilisation accrue d'engrais et le lessivage de ceux-ci, ce qui provoque l'eutrophisation, l'érosion du sol et la déforestation.

The progressively decreasing oxygen levels in the bottom waters of the Estuary and Gulf of St. Lawrence system have potentially deleterious effects on aquatic organisms. We know from laboratory experiments that cod mortality reaches 5% at 28% oxygen saturation and 50% at 21% oxygen saturation after 4-day exposures (Plante et al . 1998). Presently, the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary are not a viable habitat for cod. The sublethal effects of low oxygen concentrations are also important and not to be overlooked. For instance, the growth of cod is reduced below 70% oxygen saturation (Chabot and Dutil, 1999), and swimming performance is negatively affected (Dutil et al. 2007). However, unlike sessile organisms, demersal fish can avoid oxygen-poor environments by simply swimming away. By 2005, the abundance of several groups of benthic species in the Lower St. Lawrence Estuary (polychaete worms, echinoderms and crustaceans) had declined substantially relative to the 1970s and 1980s (Bourque and Archambault, 2007). This is indicative of major changes

La diminution progressive des concentrations d'oxygène dans les eaux de fond du système de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent a probablement des effets néfastes sur les organismes aquatiques. Nous savons, d'après des expériences menées en laboratoire, que la mortalité chez la morue atteint 5 % lorsque la saturation de l'oxygène est à 28 % et 50 % lorsque la saturation de l'oxygène est à 21 % après quatre jours d'exposition (Plante *et al.*, 1998). Actuellement, les eaux de fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent ne représentent pas un habitat viable pour la morue. Les effets sublétaux des faibles concentrations d'oxygène sont également importants et ne doivent pas être oubliés. La croissance de la morue est en effet réduite lorsque la saturation d'oxygène est inférieure à 70 % (Chabot et Dutil, 1999), et on constate des effets négatifs sur la performance natatoire (Dutil *et al.*, 2007). Cependant, contrairement aux organismes sessiles, les poissons de fond peuvent éviter les milieux où les concentrations d'oxygène sont faibles en s'éloignant, tout simplement. En

in ecosystem dynamics in the Lower St. Lawrence Estuary, including abundance, diversity, and activity of benthic organisms. Since 2003, the monitoring carried out in the estuary off Rimouski reveals no further degradation in oxygen levels in deep waters of the St. Lawrence Estuary.

2005, l'abondance de plusieurs groupes d'espèces benthiques dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (vers polychètes, échinodermes et crustacés) a décliné de façon marquée par rapport à ce qu'elle était dans les années 1970 et 1980 (Bourque et Archambault, 2007). Ce phénomène révèle des changements majeurs dans la dynamique de l'écosystème de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, y compris au niveau de l'abondance, de la diversité et de l'activité des organismes benthiques. Depuis 2003, les activités de surveillance effectuée dans l'estuaire au large de Rimouski ne révèlent aucune dégradation supplémentaire des concentrations d'oxygène dans les eaux profondes de l'estuaire du Saint-Laurent.

4.1.2 Ocean acidification - Acidification de l'océan

Human activities are altering the chemistry of the seas at a fundamental level. Atmospheric concentrations of carbon dioxide are increasing as a result of burning of fossil fuels. As CO2 from atmosphere dissolves in the surface ocean, seawater becomes more CO2 rich and more acidic resulting in substantial changes in a host of chemical properties. The pH of the oceans has been relatively constant for more than 20 million years but is now changing very quickly. As a global average, the global average pH in surface water has already decreased by 0.1 units since the beginning of the industrial revolution (current mean level ~pH 8.08, preindustrial ~8.18, Last Glacial Maximum ~8.35). This is equivalent to a 30% increase in the concentration of hydrogen ions. With continued "business as usual" use of fossil fuels, it has been estimated that pH will decrease by a further 0.4 units by 2100 and 0.77 units by 2300 (Caldeira and Wickett, 2003). The rate of change is unprecedented for likely the last 20 million years and possibly since the Palaeocene-Eocene Thermal Maximum (PETM), 55 million years ago.

L'activité humaine altère la chimie des océans de façon fondamentale. Les concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone sont à la hausse en raison de l'utilisation de combustibles fossiles. Comme le CO_2 présent dans l'atmosphère se dissout à la surface des océans, l'eau de mer s'enrichit en CO_2 et devient plus acide, ce qui provoque des changements importants dans de nombreuses propriétés chimiques. Le pH des océans est demeuré relativement constant pendant plus de 20 millions d'années, mais change maintenant très rapidement. Sur le plan planétaire, le pH moyen des eaux de surface a déjà diminué de 0,1 unité depuis le début de la révolution industrielle (le pH moyen actuel était d'environ 8,08, celui de l'ère préindustrielle était d'environ 8,18 et le maximum de la dernière ère glaciaire était d'environ 8,35). Cela équivaut à une augmentation de 30 % de la concentration en ions d'hydrogène. Avec la consommation habituelle et continue de combustibles fossiles, on a estimé que le pH aura diminué d'une autre 0,4 unité en 2100 et de 0,77 unité en 2300 (Caldeira et Wickett, 2003). Ce taux de changement est probablement sans précédent pour les 20 derniers millions d'années, voire depuis

le maximum thermique atteint lors du passage Paléocène-Éocène, il y a 55 millions d'années.

In the St. Lawrence, recent findings reveal a significant decrease of pH in hypoxic waters (Starr, unpublished data). In the 1930s, the in situ pH levels at >200m depth in the Lower St. Lawrence Estuary were about 7.9 (Figure 10). Today, in situ pH levels are down to about 7.65 with some observations as low as 7.6. This change represents 60-90% increase in the concentration of hydrogen ions, which is a considerable acidification of the St. Lawrence Estuary. The pH levels in the Lower St. Lawrence Estuary hypoxic waters have already reached levels expected for the end of this century if global atmospheric CO2 levels continue to rise on current trends. This new finding suggests that the increased flux of organic matter to bottom waters in the St. Lawrence may have increased respiration and lead to the lower pH conditions in this region.

Dans le Saint-Laurent, les constats récents révèlent une diminution importante du pH dans les eaux hypoxiques (Starr, données non publiées). Dans les années 1930, les pH *in situ* à des profondeurs > 200 m dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent s'établissaient à environ 7,9 (Figure 10). Aujourd'hui, ces pH ont atteint environ 7,65, et certaines observations révèlent des valeurs aussi faibles que 7,6. Ce changement représente une augmentation de 60 à 90 % de la concentration en ions d'hydrogène, ce qui représente une acidification importante de l'estuaire du Saint-Laurent. Les pH des eaux hypoxiques de l'estuaire maritime du Saint-Laurent ont déjà atteint les niveaux que l'on avait prévus pour la fin du présent siècle si les concentrations planétaires de CO_2 atmosphériques continuaient de s'accroître selon les tendances actuelles. Ce nouveau constat laisse sous-entendre que le flux accru de matières organiques dans les eaux de fond du Saint-Laurent peut avoir provoqué une augmentation de la respiration et entraîné une réduction du pH dans cette région.

The progressively decreasing pH levels in bottom waters have major implications for the St. Lawrence ecosystem. From laboratory and mesocosm experiments conducted to date on ocean acidification throughout the globe, almost all calcifying organisms have shown decreased calcification in more acidic environments such as those actually found in the St. Lawrence hypoxic waters. These organisms include cocolithophore algae, zooplankton such as pteropods and foraminifera, echinoderms, molluscs and corals (Figure 11). $CaCO_3$ comes in two forms, calcite and aragonite. Aragonite-forming organisms are more at risk than calcite-forming organisms because of the higher solubility of aragonite. Differences in the response of these diverse organisms to reduced pH could have a considerable

La diminution progressive du pH des eaux de fond a des répercussions majeures sur l'écosystème du Saint-Laurent. D'après des expériences menées en laboratoire et en mésocosme sur l'acidification des océans à l'échelle de la planète, presque tous les organismes calcifiants affichent une calcification moins importante dans les environnements plus acides comme ceux que l'on observe dans les eaux hypoxiques du Saint-Laurent. Parmi ces organismes, mentionnons les coccolithophoridés, le zooplancton (ptéropodes, foraminifères, etc.), les échinodermes, les mollusques et les coraux (Figure 11). Le $CaCO_3$ se présente sous deux formes, à savoir la calcite et l'aragonite. Les organismes qui forment de l'aragonite sont plus à risque que ceux qui forment de la calcite en raison de la plus grande solubilité de

impact on the functioning of marine sediments and the ecosystem goods and services they provide. Increasing acidity may also have altered the chemical speciation of nutrients and metals. Laboratory experiments have shown that crab and some fish species also are affected by declining pH. All of these potential changes could have seriously affected the St. Lawrence Estuary ecosystem and function, but the magnitudes of the current or future impacts are poorly understood.

l'aragonite. Les réactions différentes de ces divers organismes à une réduction du pH pourraient avoir un impact considérable sur le fonctionnement des sédiments marins ainsi que sur les biens et les services écosystémiques qu'ils fournissent. L'augmentation de l'acidité peut également avoir altéré la spéciation chimique des éléments nutritifs et des métaux. Des expériences en laboratoire ont montré que le crabe et certaines espèces de poissons étaient également affectés par la baisse du pH. Ces changements potentiels pourraient tous avoir affecté gravement l'écosystème et la fonction de l'estuaire du Saint-Laurent, mais l'ampleur des impacts actuels et futurs demeure méconnue.

4.2 PHYTOPLANKTON - PHYTOPLANCTON

At the base of the marine food web, the free-floating plant life of the sea (phytoplankton) provides food for the animal plankton (zooplankton) which in turn provides food for many other marine organisms. The carrying capacity of marine ecosystems in terms of the size of fish resources and recruitment to individual stocks as well as the abundance of marine wildlife (e.g. seabirds and marine mammals) is highly dependent on variations in the abundance, timing and composition of the plankton. Phytoplankton also plays a crucial role in climate change through the export of the important greenhouse gas CO_2 to the deep ocean by carbon sequestration in what is known as the 'biological pump'. Without this process, concentrations of CO_2 would be much higher in the atmosphere and the climate of the world would be much warmer. Apart from playing a fundamental role in the earth's climate system and in marine food webs, plankton are also highly sensitive indicators of environmental change and provide essential information on the 'ecological health' of our seas. The informations are essentially derived from the Atlantic Zone Monitoring Program (AZMP) of the Department of Fisheries and Oceans (DFO) which was established in

À la base du réseau trophique marin, les formes de vie végétale flottant librement dans la mer (phytoplancton) servent de nourriture au plancton animal (zooplancton), lequel sert à son tour d'aliment à de nombreux autres organismes marins. La capacité biotique des écosystèmes marins, sur le plan de l'importance des ressources halieutiques et du recrutement dans chacun des stocks ainsi que de l'abondance de la faune marine (p. ex. oiseaux de mer et mammifères marins), est fortement fonction de l'abondance du plancton, du moment où celui-ci est présent et de sa composition. Le phytoplancton joue également un rôle crucial dans le changement climatique en exportant l'important gaz à effet de serre qu'est le CO_2 dans l'océan profond, c'est-à-dire en séquestrant le carbone dans ce que l'on appelle la « pompe biologique ». Sans ce processus, les concentrations de CO_2 pourraient être beaucoup plus élevées dans l'atmosphère, et le climat planétaire serait beaucoup plus chaud. En plus de jouer un rôle fondamental dans le système climatique de la Terre et dans les réseaux trophiques marins, le plancton est également un indicateur hautement sensible du changement environnemental

order to better understand and more effectively monitor the evolution of oceanographic variables and indicators in the Estuary and Gulf of St. Lawrence (Therriault et al. 1998).

et fournit des données essentielles sur la « qualité écologique » de nos mers. L'information est tirée essentiellement du Programme de monitorage de la zone atlantique (PMZA) du ministère des Pêches et des Océans (MPO), lequel programme a été établi afin que l'on puisse mieux comprendre et suivre plus efficacement l'évolution des variables et des indicateurs océanographiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Therriault *et al.*, 1998).

Although the AZMP was not established until 1999, biological, chemical and physical data collected well before then have been integrated into the program. The AZMP comprises three-dimensional measurements (region, depth and time) of biological (phytoplankton and zooplankton abundance and composition, fish and invertebrate larvae), chemical (dissolved oxygen, nutrients, pH) and physical (temperature, salinity, ice cover, water level, freshwater flows and associated atmospheric conditions) variables throughout the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Such measurements make up the basic indicators for the assessment of oceanographic conditions in the St. Lawrence marine ecosystem. The data and samples required to measure these variables are collected in several ways: 1) scientific surveys at sea, primarily on board DFO research vessels; 2) continuous sampling from anchored buoys or moving ships; 3) opportunistic sampling on fisheries research vessels; and 4) satellite imagery.

Le PMZA n'a été créé qu'en 1999, on a intégré dans le programme des données biologiques, chimiques et physiques recueillies bien avant cette date. Le PMZA comprend des mesures tridimensionnelles (région, profondeur et temps) de variables biologiques (abondance et composition du phytoplancton et du zooplancton, larves de poissons et d'invertébrés), chimiques (oxygène dissous, éléments nutritifs, pH) et physiques (température, salinité, couverture de glace, niveau d'eau, débits d'eau douce et conditions atmosphériques connexes) pour l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Ces mesures représentent les indicateurs de base qui sont utilisés pour l'évaluation des conditions océanographiques régnant dans l'écosystème marin du Saint-Laurent. Les données et les échantillons requis pour établir ces variables sont recueillis de diverses façons : 1) relevés scientifiques en mer, principalement à bord de navires scientifiques du MPO; 2) échantillonnage continu à l'aide de bouées ancrées ou de navires en mouvement; 3) échantillonnage opportuniste sur des navires de pêche scientifiques; 4) imagerie satellite.

The field surveys are based on several sampling strategies, the main two being transect sampling and fixed station sampling (Figure 12). The AZMP also comprises a satellite image-acquisition program using SeaWiFS and MODIS sensors. The use of such images is essential to obtain expanded or synoptic spatial coverage for certain oceanographic variables, such as temperature, chlorophyll

Les relevés sur le terrain sont fondés sur plusieurs stratégies d'échantillonnage, les deux principales étant l'échantillonnage par transect et l'échantillonnage à des stations fixes (Figure 12). Le PMZA comprend également un programme d'acquisition d'images satellites ayant recours à des capteurs SeaWiFS et MODIS. L'utilisation de telles images est essentielle si l'on veut obtenir une

(indicator of phytoplankton biomass) and ice conditions. A large amount of the basic data integrated into the AZMP comes from other programs, including the thermosalinograph program, zooplankton biomass assessment surveys and the harmful/toxic algae monitoring program. With respect to this last program, weekly sampling of harmful/toxic algae has been carried out from May to October since 1989, at 11 coastal stations in the estuary and gulf (Figure 12), in order to monitor the harmful/toxic algal blooms appearance or planktonic non indigenous species (Bonneau et al. 2002).

couverture spatiale étendue ou synoptique de certaines variables océanographiques, comme la température, la chlorophylle (indicateur de la biomasse du phytoplancton) et les conditions de glace. Une grande partie des données de base intégrées dans le PMZA proviennent d'autres programmes, y compris le programme des thermosalinographes, les relevés d'évaluation de la biomasse du zooplancton et le programme de surveillance des algues toxiques/nuisibles. En ce qui concerne ce dernier programme, l'échantillonnage hebdomadaire des algues toxiques/nuisibles est effectué de mai à octobre depuis 1989 à 11 stations côtières situées dans l'estuaire et le golfe (Figure 12), ce qui permet de suivre l'apparition des proliférations d'algues toxiques/nuisibles ou d'espèces de plancton non indigènes (Bonneau *et al.*, 2002).

4.2.1 Trends in productivity - Tendances relatives de la productivité

In the case of phytoplankton, the annual growth cycle is characterized by several production and abundance peaks, the most intense of which generally occurs in the spring, when nutrient concentrations are high and light conditions in the environment are conducive to photosynthesis. The monitoring carried out in the estuary off Rimouski (Figure 12) shows that the intensity and duration of the chlorophyll production period (indicator of phytoplankton biomass) increased significantly from 1992 to 1999, but returned close to the historic mean between 2000 and 2003 (Figure 13). Since 2004, the chlorophyll levels have been well below the average levels – except in 2007. Such interannual variability in phytoplankton biomass can be attributed to variability in freshwater runoff and wind conditions (Levasseur et al. 1984, Starr et al. 2002).

Dans le cas du phytoplancton, le cycle de croissance annuelle est caractérisé par plusieurs pics de production et d'abondance, le plus élevé de ceux-ci étant d'ordinaire observé au printemps, alors que les concentrations d'élément nutritif sont élevées et que les conditions lumineuses dans l'environnement sont favorables à la photosynthèse. La surveillance effectuée dans l'estuaire au large de Rimouski (Figure 12) démontre que l'intensité et la durée de la période de production de chlorophylle (indicateur de la biomasse du phytoplancton) se sont accrues de façon importante de 1992 à 1999, mais qu'elles sont revenues près de la moyenne historique entre 2000 et 2003 (Figure 13). Depuis 2004, les concentrations de chlorophylle ont été bien en deçà de la moyenne, sauf en 2007. Une telle variabilité interannuelle dans la biomasse du phytoplancton peut être attribuée à la variabilité des apports d'eau douce et au régime des vents (Levasseur *et al.*, 1984; Starr *et al.*, 2002).

Satellite images covering the entire region

Les images satellites couvrant l'ensemble

confirms the great spatial and temporal variability in the timing and magnitude of the spring bloom in the Gulf of St. Lawrence (Figure 14), which is potentially due to sub-regional differences in the timing of sea-ice melting and the onset of water column stratification (Le Fouest et al. 2005). The spring phytoplankton bloom occurs between April and May depending on the region and starts earlier in the northwest and northeast parts of the Gulf. The SeaWIFS imagery also reveals that the timing of the bloom occurred earlier in late 90s compared to today.

de la région confirment la grande variabilité spatiale et temporelle du moment et de l'ampleur de la prolifération printanière dans le golfe du Saint-Laurent (Figure 14), laquelle est probablement due à des différences subrégionales concernant le moment où a lieu la fonte des glaces de mer et celui où débute la stratification de la colonne d'eau (Le Fouest *et al.*, 2005). La prolifération printanière de phytoplancton a lieu entre le mois d'avril et le mois de mai, selon la région, et débute plus tôt dans les parties nord-ouest et nord-est du golfe. L'imagerie SeaWIFS révèle également que la prolifération se produisait plus tôt à la fin des années 1990 comparativement à aujourd'hui.

4.2.2 Trends in composition - Tendances relatives de la composition

It has been suggested that the ratio between diatoms and dinoflagellates or flagellates may provide a good indicator for both regional environmental changes, such as eutrophication and water column stratification, as these two phytoplankton groups show consistent patterns of ecological succession and distinct response via nutrient inputs and water column stratification (Margalef 1958). Figure 15, which summarizes the dominant trends for dinoflagellates and diatoms at Station Rimouski, shows that there has been a general decrease of diatoms/dinoflagellates and diatoms/flagellates ratios in the Lower St. Lawrence estuary since 1997 (Starr et al. in press). This change is largely due to a large increase of both dinoflagellate and flagellate abundances whereas diatoms decreased during this period (Figure 15). Similar shift from diatom dominance to dominance by dinoflagellates/flagellates were observed in the north-western Gulf of St. Lawrence (Starr, unpublished data) and many other regions of the North Atlantic. Such change can be attributable to large-scale factors, such as the observed rise in precipitations and fresh water, temperatures and nutrient inputs over the North Atlantic. Consequences of this

On a laissé sous-entendre que le rapport entre les diatomées et les dinoflagellés ou les flagellés pouvait constituer un bon indicateur des changements environnementaux régionaux, telles l'eutrophisation et la stratification de la colonne d'eau, car ces deux types de phytoplancton affichent des profils constants de succession écologique et une réaction directe aux apports d'éléments nutritifs ainsi qu'à la stratification de la colonne d'eau (Margalef, 1958). La Figure 15, qui résume les tendances dominantes pour les dinoflagellés et les diatomées à la station de Rimouski, montre qu'il y a eu une diminution générale des ratios diatomées/dinoflagellés et diatomées/flagellés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent depuis 1997 (Starr *et al.*, sous presse). Ce changement est en grande partie attribuable à la forte augmentation de l'abondance des dinoflagellés et des flagellés, tandis que celle des diatomées a diminué au cours de la même période (Figure 15). Une transition similaire, passant d'une dominance des diatomées vers une dominance des dinoflagellés/flagellés, a été observée dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent (Starr, données non publiées) et dans de nombreuses autres

recent shift in phytoplankton community in the Estuary and north-western Gulf of St. Lawrence ecosystem remain to be determined. However, it is well know, that dinoflagellates and flagellates are prominent in less productive ecosystem (Cushing 1989).

régions de l'Atlantique Nord. De tels changements peuvent être attribuables à des facteurs à grande échelle, comme l'augmentation observée des précipitations et des apports d'eau douce, des températures et des apports d'éléments nutritifs dans l'Atlantique Nord. Les conséquences de cette récente transition sur la communauté du phytoplancton de l'écosystème de l'estuaire et du nord-ouest du golfe du Saint-Laurent n'ont pas encore été établies. Cependant, on sait très bien que les dinoflagellés et les flagellés occupent une place de premier plan dans les écosystèmes moins productifs (Cushing, 1989).

4.2.3 Non indigenous planktonic species - Espèces de plancton non indigènes

Introductions of non-native plankton may have important ecological and economic consequences by out-competing native species and/or causing nuisance or Harmful Algal Blooms (HABs) at local or regional scales. Such introductions have had major impacts on aquaculture in many parts of the world through poisoning or smothering of farmed organisms and so are of special concern to the aquaculture industry. It is these concerns and the potential for the inadvertent trans-oceanic transfer of organisms in the ballast water of ships that led, for example, to the adoption of the International Maritime Organisation (IMO) Ballast Water Management Convention in 2004. The effects of each new introduction are extremely unpredictable and efforts to assess invasive planktonic species vary greatly. Most apparent new introductions are not recognised until they become relatively abundant in the plankton though they may have been present in the past in very small numbers. Evidence to date suggests that new species typically become part of the local biodiversity and do not have a major impact on planktonic diversity through local or regional extinction. However, very little historical information is available and this remains to be confirmed.

Les introductions de plancton non indigène peuvent avoir des conséquences écologiques et économiques importantes en nuisant aux espèces indigènes ou en provoquant des proliférations algales nuisibles à des échelles locale ou régionale. De telles introductions ont eu des impacts majeurs sur l'aquaculture dans de nombreuses régions du monde en provoquant un empoisonnement ou un étouffement des organismes d'élevage, et c'est pourquoi elles préoccupent particulièrement l'industrie aquicole. Ces préoccupations, de même que le risque de transfert transocéanique fortuit d'organismes dans les eaux de ballast des navires, ont ainsi mené à l'adoption de la Convention sur la gestion des eaux de ballast de l'Organisation maritime internationale (OMI) en 2004. Les effets de chaque nouvelle introduction sont extrêmement imprévisibles, et les efforts déployés pour évaluer les espèces de plancton envahissantes varient grandement. La plupart des nouvelles introductions apparentes ne sont détectées que lorsque l'espèce est devenue relativement abondante, mais celle-ci peut avoir été présente par le passé en très faibles nombres. Les données recueillies à ce jour laissent sous-entendre que les nouvelles espèces, d'ordinaire, s'intègrent

à la biodiversité locale et n'ont pas d'impact majeur (p. ex. extinction locale ou régionale) sur la diversité du plancton. Cependant, on dispose de très peu d'information historique sur ce sujet, et ces données restent à confirmer.

Because of its extensive geographical coverage and relatively long time existence, data from the HAB monitoring program of the DFO Québec region have provided invaluable information on the new introduction and spread of non-native plankton. This program has already documented the presence of a Pacific diatom, *Neodenticula seminae*, in the Estuary and Gulf of St. Lawrence since 2001 (Figure 16). In 2001, this species dominated the phytoplankton community (up to 80%) during the spring bloom with concentrations up to 2 millions of cells per litre. This was considered unusual as Neodenticula seminae was known to be extinct from the North Atlantic since the late Quaternary (0.8 millions years) and that the spatial distribution of this cold water marine planktonic diatom was limited to the North Pacific and Bering Sea. This represented the first description of a mass occurrence of *N. seminae* in the North Atlantic since its extinction (Starr et al. 2002). Reid et al. (2007) have reported the presence of N. seminae in the Labrador and other regions of the Northwest Atlantic since 1999 in samples taken by the Continuous Plankton Recorder program.

En raison de son importante couverture géographique et de son existence relativement longue, le programme de surveillance des proliférations d'algues nuisibles de la région du Québec du MPO fournit de l'information précieuse sur les nouvelles introductions et la propagation d'espèces de plancton non indigène. Ce programme a déjà documenté la présence d'une diatomée du Pacifique, *Neodenticula seminae*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent depuis 2001 (Figure 16). Cette année-là, cette espèce a dominé la communauté du phytoplancton (dans une proportion pouvant atteindre 80 %) durant la prolifération printanière, avec des concentrations atteignant 2 millions de cellules par litre. Cette situation a été considérée comme étant inhabituelle étant donné que l'on sait que *Neodenticula seminae* a disparu de l'Atlantique Nord depuis la fin du Quaternaire (0,8 million d'années) et que la répartition spatiale de cette diatomée planctonique marine d'eau froide est limitée au Pacifique Nord et à la mer de Béring. Il s'agissait de la première description d'une occurrence de masse de *N. seminae* dans l'Atlantique Nord depuis sa disparition (Starr *et al.*, 2002). Depuis 1999, Reid *et al.* (2007) ont signalé la présence de *N. seminae* au Labrador et dans d'autres régions de l'Atlantique Nord-Ouest dans des échantillons prélevés dans le cadre du programme des enregistreurs de plancton en continu.

Because there is no commercial shipping through the Northwest Passage from the North Pacific to the North Atlantic, it was hypothesized that these Pacific species were introduced naturally into the Gulf (across the Arctic and down the Labrador Current), rather than via ballast waters (Starr et al. 2002). In fact, the usual route for freighters sailing between the Pacific

Comme il n'y a pas de navigation commerciale par le passage du Nord-Ouest qui fait le lien entre le Pacifique Nord et l'Atlantique Nord, on a soulevé l'hypothèse que ces espèces du Pacifique ont été introduites naturellement dans le golfe (par l'Arctique, puis par le courant du Labrador vers le sud) plutôt que par les eaux de ballast (Starr *et al.*, 2002). En fait,

coast and the Atlantic coast and Europe is through the Panama Canal. However, cells of N. seminae would not have survived such a long period of time in ballast waters under warmer temperature conditions when crossing the Canal, based on culture experiments conducted at 15ºC (Starr, unpublished data). Instead, the reappearance of Neodenticula seminae in the North Atlantic may be explained by the recent reduction of summer ice extent and thickness in the Arctic and a greater influx of North Pacific water into the NW Atlantic (Starr et al. 2002, Reid et al. 2007). These unusual conditions may have contributed to transport phytoplankton cells, in this case N. seminae, from the North Pacific through the Canadian Archipelago to the Labrador Sea into the North Atlantic, with episodic intrusions of cold surface water from the Labrador Shelf into the Gulf of St. Lawrence (Starr et al. 2002, Therriault et al. 2002). The longer sustained period of open water in the Arctic would also ensure that the diatom cells continued to grow during the transit. It is likely that other introductions from the Pacific into the Atlantic including the Gulf of St. Lawrence will occur as Arctic ice continues to melt, with potentially large impacts on biodiversity and fisheries in the Northwest Atlantic, including the Gulf of St. Lawrence.

Amongst others species newly introduced in the St. Lawrence region, there is the toxic dinoflagellate *Alexandrium pseudogonyaulax* which produces Goniodomin A (observed since 2001) and the non-toxic dinoflagellate *Prorocentrum rhathymum* (observed since 1999)

la route habituellement utilisée par les cargos qui naviguent entre la côte du Pacifique, la côte de l'Atlantique et l'Europe est le canal de Panama. Cependant, les cellules des *N. seminae* n'auraient pu survivre aussi longtemps dans des eaux de ballast affichant des températures plus chaudes durant la traversée du canal, d'après des cultures expérimentales effectuées à 15 ºC (Starr, données non publiées). La réapparition de *Neodenticula seminae* dans l'Atlantique Nord peut plutôt être expliquée par la réduction récente de l'étendue et de l'épaisseur des glaces en été dans l'Arctique et par un flux accru de l'eau du Pacifique Nord dans l'Atlantique Nord-Ouest (Starr *et al.*, 2002; Reid *et al.*, 2007). Grâce à ces conditions inhabituelles, il est possible que les cellules de phytoplancton, dans le cas présent de *N. seminae*, aient pu être transportées depuis le Pacifique Nord pour atteindre, après avoir traversé l'archipel canadien puis la mer du Labrador, l'Atlantique Nord où elles auraient pu profiter d'intrusions épisodiques d'eaux de surface froides provenant du plateau du Labrador pour entrer dans le golfe du Saint-Laurent (Starr *et al.*, 2002; Therriault *et al.*, 2002). La période continue la plus longue d'eau libre dans l'Arctique pourrait également favoriser la croissance continue des cellules des diatomées pendant leur voyage. Il est probable que d'autres introductions du Pacifique vers l'Atlantique, y compris le golfe du Saint-Laurent, se produisent au fur et à mesure que la glace de l'Arctique poursuivra sa fonte, et il est possible que des impacts sur la biodiversité et les pêches se fassent sentir dans l'Atlantique Nord-Ouest, y compris le golfe du Saint-Laurent.

Parmi les espèces nouvellement introduites dans la région du Saint-Laurent, mentionnons le dinoflagellé toxique *Alexandrium pseudogonyaulax*, qui produit la goniodomine A (observé depuis 2001) et le dinoflagellé non toxique *Prorocentrum rhathymum* (observé depuis 1999)

(Lessard, unpublished data.). The mode of introduction of these species in the St. Lawrence waters is however unknown.

(Lessard, données non publiées). Le mode d'introduction de ces espèces dans les eaux du Saint-Laurent demeure cependant inconnu.

4.2.4 Trends in harmful algal blooms (HAB) - Tendances relatives aux proliférations d'algues nuisibles

Dinoflagellates responsible for paralytic shellfish poisoning (PSP) produce the most dangerous and widely distributed toxic syndrome in Canadian waters. In the St. Lawrence, the main causative organism is the dinoflagellate *Alexandrium tamarense*. These toxins can kill fish, birds and mammals, including humans, contaminate shellfish and force harvesting closures at great economic and social costs (e.g., loss of income and productivity, social disruption etc.). This toxic algal species is well known to be sensitive to atmospheric conditions and shows great seasonal and year to year variability in occurrence. The north shore of the Lower Estuary and the south shore from Ste Flavie to Gaspé Peninsula are the most affected regions. The Gaspé Current, which runs along the north shore of the Gaspé Peninsula, is believed to carry the algae towards the gulf and would seem to be responsible for the high toxicity observed in the region.

Les dinoflagellés responsables de l'intoxication par phycotoxine paralysante (IPP) produisent le syndrome toxique le plus dangereux et le plus largement répandu dans les eaux canadiennes. Dans le Saint-Laurent, le principal organisme responsable est le dinoflagellé *Alexandrium tamarense*. Ces toxines peuvent tuer les poissons, les oiseaux et les mammifères, y compris l'homme, contaminer les mollusques et les crustacés et exiger la fermeture de pêches, ce qui a d'importants coûts économiques et sociaux (p. ex. perte de revenu et de productivité et perturbations sociales). Cette espèce d'algue toxique est reconnue pour sa sensibilité aux conditions atmosphériques, et son occurrence affiche une grande variabilité saisonnière et interannuelle. La côte nord et l'estuaire maritime ainsi que la côte sud, de Sainte-Flavie jusqu'à la péninsule de Gaspé, sont les régions les plus touchées. Le courant de Gaspé, qui circule le long de la côte nord de la péninsule de Gaspé, transporterait l'algue vers le golfe et serait responsable de la forte toxicité observée dans la région.

Alexandrium blooms occurs every year in the St. Lawrence Estuary. No increasing trend was detected in their frequency and intensity between 1989 and 2008 although in 2008, the concentrations of toxic algae and mollusc toxicity in the St. Lawrence were unusually high, notably in the Lower St. Lawrence Estuary where an intense *Alexandrium* bloom, some 600 km^2 in size (Figure 17), was observed in early August and resulted in an unusual faunal mortality event in the region (Figure 18). During the red tide of 2008, at least 10 beluga whales, 8 harbor porpoises and almost 100 grey, harbor or unidentified seals and several

Les proliférations d'*Alexandrium* surviennent chaque année dans l'estuaire du Saint-Laurent. On n'a relevé aucune tendance à la hausse quant à leur fréquence et à leur intensité entre 1989 et 2008 même si, en 2008, les concentrations d'algues et de mollusques toxiques dans le Saint-Laurent étaient anormalement élevées, notamment dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent où une intense prolifération d'*Alexandrium* couvrant quelque 600 km^2 (Figure 17) a été observée au début d'août et a entraîné une mortalité inhabituelle chez les espèces fauniques de la région (Figure 18).

marine birds were reported dead on the shores of the SLE. Preliminary analyses revealed significant levels of PSP toxins in the liver and gastrointestinal contents in several carcasses tested as well as in live fish and invertebrates. No other cause of mortality was identified in the majority of the examined animals which were generally in good body condition suggesting acute death, following intoxication by PSP toxins. The unusually high intensity of this bloom for the St. Lawrence Estuary was most likely a consequence of intense fresh-water runoff following heavy precipitations at the beginning of August which stimulated the initial proliferation of Alexandrium, and two weeks of calm wind conditions which prolonged the growth and retention of the bloom in the St. Lawrence Estuary (Starr et al. in prep.). These conditions led to exposure of marine fauna to levels of PSP toxins over the lethal threshold and demonstrated that PSP-producing blooms should be considered potential threats to wildlife health in this unique ecosystem and particularly to species at risk. This event highlights the importance to monitor the evolution of toxic algae in the St. Lawrence and notably in the context of apparent world-wide increases in the frequency and geographic extent of these toxic algal blooms (Anderson 1989, Smayda 1990, Hallegraeff 1993). Suggested causes for the expansion of HABs include dispersal of harmful species by currents and storms, nutrient enrichment of waters through human activities, climate change and discharge of ballast water by ships (see Fauchot et al. 2008)

Pendant la marée rouge de 2008, au moins 10 bélugas, 8 marsouins communs et presque 100 phoques gris, communs ou d'espèce non identifiée ainsi que plusieurs oiseaux marins ont été retrouvés morts sur les rives de l'estuaire du Saint-Laurent. Les analyses préliminaires ont révélé des concentrations élevées de toxines IPP dans le foie et le contenu gastro-intestinal de plusieurs carcasses analysées ainsi que chez des poissons et des invertébrés vivants. Aucune autre cause de mortalité n'a été relevée dans la majorité des spécimens examinés, lesquels affichaient de façon générale une bonne condition corporelle, ce qui a laissé sous-entendre une mort imputable à une affection aiguë suivant une intoxication par des toxines IPP. L'intensité anormalement élevée de cette prolifération dans l'estuaire du Saint-Laurent a été vraisemblablement occasionnée par des apports d'eau douce intenses suivant d'importantes précipitations au début du mois d'août, ce qui a stimulé la prolifération initiale d'*Alexandrium*, suivis de deux semaines de faibles vents qui ont prolongé la croissance et la rétention de la prolifération dans l'estuaire du Saint-Laurent (Starr *et al.*, en prép.). Ces conditions ont fait en sorte que des espèces fauniques marines ont été exposées à des concentrations de toxines IPP dépassant le seuil létal et ont démontré que les algues capables de produire l'IPP devraient être considérées comme des menaces potentielles pour la santé des espèces fauniques dans cet écosystème unique et en particulier pour les espèces en péril. Cet événement fait ressortir l'importance de la surveillance de l'évolution des algues toxiques dans le Saint-Laurent et, notamment, dans le contexte des augmentations apparentes, à l'échelle mondiale, de la fréquence et de l'étendue géographique de ces proliférations d'algues toxiques (Anderson, 1989; Smayda, 1990; Hallegraeff, 1993). Parmi les causes avancées pour expliquer l'expansion des proliférations d'algues nuisibles, mentionnons la dispersion d'espèces nuisibles par les courants et les

tempêtes, l'enrichissement en éléments nutritifs des eaux imputable à l'activité humaine, le changement climatique et les rejets d'eaux de ballast par les navires (voir Fauchot *et al.*, 2008).

4.3 ZOOPLANKTON - ZOOPLANCTON

This section provides an overview of the spatial and the temporal variability of the zooplankton biomass, abundance, and species composition along the seven AZMP sections from 2000 to 2008 as well as an overview of the interannual variability of the macrozooplankton species composition, abundance, and biomass in the Lower St. Lawrence Estuary (LSLE) and the northwest Gulf of St. Lawrence (NWGSL) from 1994 to 2008.

La présente section donne une vue d'ensemble de la variabilité spatiale et temporelle de la biomasse du zooplancton, de son abondance et de la composition des espèces le long des sept sections du PMZA de 2000 à 2008 ainsi qu'une vue d'ensemble de la variabilité interannuelle de la composition des espèces de macrozooplancton, de leur abondance et de leur biomasse dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent de 1994 à 2008.

The location of the seven AZMP sections (St. Lawrence Estuary, Sept-Îles, Southwest Anticosti, Centre Gulf of St. Lawrence, Cabot Strait, Bonne Bay, Îles-de-la-Madeleine) is given in Figure 12. Zooplankton samples along the sections were collected during two surveys (June–July; October–November) from 2000 to 2008. The sampling method and standard measurements of zooplankton biomass and abundance are based on protocols described in Mitchell et al. (2002).

L'emplacement des sept sections du PMZA (estuaire du Saint-Laurent, Sept-Îles, sud-ouest d'Anticosti, centre du golfe du Saint-Laurent, détroit de Cabot, baie Bonne, îles de la Madeleine) est indiqué à la Figure 12. Les échantillons de zooplancton ont été prélevés le long des sections au cours de deux relevés (juin–juillet; octobre–novembre) de 2000 à 2008. La méthode d'échantillonnage et les mesures standard de la biomasse et de l'abondance du zooplancton sont fondées sur les protocoles décrits dans Mitchell *et al.* (2002).

Several indices were derived to describe the state of the zooplankton community along each section. They are the depth-integrated 1) *Calanus hyperboreus* biomass, 2) mesozooplankton biomass (excluding *C. hyperboreus*), 3) copepod abundance, 4) copepod *nauplius* abundance, 5) small copepod abundance (smaller than *Metridia spp.*), 6) large copepod abundance (*Metridia spp.* + *Calanus spp.* + *Euchaeta norvegica*), 7) *C. finmarchicus* stages CIV–CV abundance, 8) meroplankton abundance (bivalve, echinoderm, polychaete, cirripedia, and decapod larvae), 9) carnivorous zooplankton abundance

On a calculé plusieurs indices afin de pouvoir décrire l'état de la communauté de zooplancton le long de chaque section. Ces indices sont intégrés en fonction de la profondeur : 1) biomasse de *Calanus hyperboreus*; 2) biomasse du mésozooplancton (à l'exclusion de *C. hyperboreus*); 3) abondance des copépodes, 4) abondance des copépodes nauplius, 5) abondance des petits copépodes (plus petits que *Metridia* spp.); 6) abondance des grands copépodes (*Metridia* spp. + *Calanus* spp. + *Euchaeta norvegica*); 7) abondance des stades CIV-CV de *C. finmarchicus*; 8) abondance du méroplancton (larves de bivalves,

including only the different chaetognath species, small cnidarian species (*Aglantha digitale* and *Dimophyes arctica*), and the small hyperiid amphipod *Themisto abyssorum*, 10) mesozooplankton abundance (excluding copepods), and 11) krill larvae abundance (the *furcilia* and *calyptopis* stages).

d'échinodermes, de polychètes, de cirripèdes et de décapodes); 9) abondance du zooplancton carnivore, y compris uniquement les espèces différentes de chétognathes, les espèces de petits cnidaires (*Aglantha digitale* et *Dimophyes arctica*) ainsi que le petit amphipode hypéridé *Themisto abyssorum*; 10) abondance du mésozooplancton (à l'exception des copépodes); 11) abondance des larves de krill (stades *furcilia* et *calyptopis*).

4.3.1 AZMP Sections. - Sections du PMZA

There was no seasonal or interannual pattern of variation in the interannual variations of the two biomass indices (*C. hyperboreus* and mesozooplankton [excluding *C. hyperboreus*]) over the whole St. Lawrence marine system (annual mean of the seven transects in spring and fall), with an average of ca. 38 and 29 ww g/m^2 in spring and fall, respectively (Figure 19). However, looking at the different abundance indices reveal that several have shown gradual increases during spring since 2001 followed by an abrupt increase in 2006 with numbers remaining stable in 2007 and 2008 (all copepods, small copepods, large copepods, *C. finmarchicus*, and carnivorus zooplankton). Similarly, there were no increases between 2001 and 2005 for some other indices (meroplankton, mesozooplankton, and krill larvae) followed by abrupt increases in 2006 with numbers remaining high in 2007 and 2008. There was no interannual pattern of variation in any of the abundance indices during fall (Figure 19).

On n'observe aucun profil de variation saisonnière ou interannuelle dans les variations interannuelles des deux indices de la biomasse (*C. hyperboreus* et mésozooplancton [à l'exception de *C. hyperboreus*]) dans l'ensemble du système marin du Saint-Laurent (moyenne annuelle des sept transects au printemps et à l'automne), avec une moyenne d'environ 38 et 29 g/m^2 de poids humide au printemps et à l'automne, respectivement (Figure 19). Cependant, lorsque l'on s'attarde aux différents indices de l'abondance, on constate que plusieurs affichent des augmentations graduelles au printemps depuis 2001, suivies d'une augmentation marquée en 2006, et que les valeurs demeurent stables en 2007 et en 2008 (tous les copépodes, les petits copépodes, les grands copépodes, *C. finmarchicus*, et le zooplancton carnivore). De façon analogue, on n'observe aucune augmentation entre 2001 et 2005 pour certains autres indices (méroplancton, mésozooplancton et larves de krill), mais des augmentations marquées en 2006, les valeurs demeurant élevées en 2007 et en 2008. On n'observe également aucun profil de variation interannuelle dans aucun des indices de l'abondance à l'automne (Figure 19).

Concerning the total abundance of copepods, there were three times as many individuals during spring 2006, 2007, and 2008 (167 624 ind/m^2) compared to spring 2001 (38 270 ind/m^2). This pattern is

En ce qui concerne l'abondance totale des copépodes, on a recensé trois fois plus d'individus aux printemps 2006, 2007 et 2008 (167 624 individus/m^2) qu'au printemps 2001 (38 270 individus/m^2). Ce

reflected by the total abundance of small copepods (R^2 = 0.96, p < 0.001), confirming that this group largely dominated the whole copepod assemblage in abundance. The gradual increase in spring of the small copepod abundance observed between 2001 and 2005 and the high abundances observed in 2006, 2007, and 2008 are related to increases in abundance of three small copepod species (*Oithona similis*, *Pseudocalanus spp.* and *Temora longicormis*). Likewise, the gradual increase in spring of the large copepod abundance observed between 2001 and 2004 and the higher abundances observed in 2006, 2007, and 2008 are related to the increased abundances of the subarctic and arctic species *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis*, which increased from of ca. 12 500 to 18 500 ind/m^2 (*C. finmarchicus*; 2001–2004 vs. 2006–2008) and 500 to 2 000 ind/m^2 (*C. glacialis*; 2001–2004 vs 2006–2008).

profil se reflète dans l'abondance totale des petits copépodes (R^2 = 0,96, p < 0,001), ce qui confirme que ce groupe a dominé largement l'ensemble de l'assemblage des copépodes pour ce qui est de l'abondance. L'augmentation graduelle de l'abondance printanière des petits copépodes observée entre 2001 et 2005 ainsi que l'abondance élevée enregistrée en 2006, en 2007 et en 2008 sont associées à des augmentations de l'abondance de trois espèces de petits copépodes (*Oithona similis*, *Pseudocalanus* spp. et *Temora longicormis*). De la même façon, l'augmentation graduelle de l'abondance printanière des grands copépodes observée entre 2001 et 2004 ainsi que l'abondance plus élevée enregistrée en 2006, en 2007 et en 2008 sont associées à des augmentations de l'abondance des espèces subarctiques et arctiques que sont *Calanus finmarchicus* et *Calanus glacialis*, lesquelles sont passées d'environ 12 500 à 18 500 individus/m^2 (*C. finmarchicus*; 2001-2004 *vs* 2006-2008) et de 500 à 2 000 individus/m^2 (*C. glacialis*; 2001-2004 *vs* 2006-2008).

There has been a slight increase in the total abundance of meroplankton sampled in June and November since 2006, including a record peak abundance of echinoderm larvae (30 147 ind/m^2) in June 2006 (Figure 19). The total abundance of carnivorous zooplankton is higher in June than in November, with a slight decrease from 2000 to 2002 followed by a strong increase from 2002 to 2005; abundances remained high in 2006, 2007, and 2008. The species that mostly contributed to this increase were the arctic cnidarian *Aglantha digital* and the chaetognath *Sagitta elegans*. Concerning the index of mesozooplankton other than copepods, there was no apparent seasonal or interannual pattern of variation, with an average of ca. 2 500 ind/m^2 in spring and fall 2000–2004 followed by an abrupt increase in spring 2005; again, numbers remained high in 2006 and 2007 (ca.

On a observé une légère augmentation de l'abondance totale du méroplancton échantillonné en juin et en novembre depuis 2006, y compris une abondance record de larves d'échinodermes (30 147 individus/m^2) en juin 2006 (Figure 19). L'abondance totale du zooplancton carnivore est plus élevée en juin qu'en novembre, avec une légère diminution de 2000 à 2002 suivie d'une forte augmentation de 2002 à 2005; l'abondance est demeurée élevée en 2006, en 2007 et en 2008. Les espèces qui ont le plus contribué à cette augmentation ont été le cnidaire arctique *Aglantha digitale* et le chétognathe *Sagitta elegans*. En ce qui concerne l'indice du mésozooplancton autre que les copépodes, on n'observe aucun profil de variation saisonnier ou interannuel apparent, avec une moyenne d'environ 2 500 individus/m^2 au printemps et à

20 000 ind/m^2). Species from the Appendicularia and the Ostracoda groups were mostly responsible for this increase. Finally, as observed for most of the other zooplankton indices, there was an abrupt increase in krill larva abundance in spring 2006, with numbers again remaining high in 2007 and 2008 (ca. 800 ind/m^2) (Figure 19).

l'automne 2000-2004, suivie d'une augmentation abrupte au printemps 2005; une fois de plus, les dénombrements sont demeurés élevés en 2006 et en 2007 (environ 20 000 individus/m^2). Les espèces appartenant au groupe des appendiculaires et au groupe des ostracodes ont été en grande partie responsables de cette augmentation. Finalement, comme on l'a constaté pour la plupart des autres indices du zooplancton, on a enregistré une augmentation marquée de l'abondance des larves de krill au printemps 2006, les effectifs demeurant de nouveau élevés en 2007 et en 2008 (environ 800 individus/m^2) (Figure 19).

4.3.2 Macrozooplankton - Macrozooplancton

Two major trends have characterized the interannual variations of the macrozooplankton community structure and abundance in the LSLE and the NWGSL over the last 15 years (1994–2008). First, from 1994 to 1996, the mean abundance of *Thysanoessa raschii* and *Meganyctiphanes norvegica* decreased from 205 to 40 ind/m^2 and from 31 to 5 ind/m^2, respectively (Figure 20). The mean abundance of *T. raschii* was stable at ~40 ind/m^2 from 1996 to 2000, decreased to ~25 ind/m^2 in 2003 and 2004, and increased again to 68 ind/m^2 in 2005 for an average of 37 ind/m^2 from 1996 to 2005. In 2006, 2007, and 2008, its mean abundance was evaluated at only 15, 10, and 15 ind/m^2, respectively, making these the lowest values observed in the time series. The mean abundance of *M. norvegica* increased from 5 to 22 ind/m^2 from 1996 to 1997 and decreased again to 5 ind/m^2 in 2000. From 2000 to 2002, its mean abundance increased from 5 to 15 ind/m^2 and decreased to 10 ind/m^2 in 2003, to 3 ind/m^2 in 2004, slightly increased to 8.0, 8.3, and 10.0 ind/m^2 in 2005, 2006, and 2007, and decreased again to 5.1 ind/m^2 in 2008. The 2008 value is similar to the low values observed in 1996, 1998, 2000, and 2004. This decline in krill abundance has also been measured

Deux tendances majeures ont caractérisé les variations interannuelles de la structure et de l'abondance des communautés de macrozooplancton dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent et dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent au cours des 15 dernières années (1994-2008). Premièrement, de 1994 à 1996, l'abondance moyenne de *Thysanoessa raschii* et de *Meganyctiphanes norvegica* a diminué, passant de 205 à 40 individus/m^2 et de 31 à 5 individus/m^2 respectivement (Figure 20). L'abondance moyenne de *T. raschii* est demeurée stable à environ 40 individus/m^2 de 1996 à 2000, a diminué à environ 25 individus/m^2 en 2003 et en 2004, puis a augmenté de nouveau pour atteindre 68 individus/m^2 en 2005, pour une moyenne de 37 individus/m^2 de 1996 à 2005. En 2006, en 2007 et en 2008, l'abondance moyenne de l'espèce a été évaluée à seulement 15, 10 et 15 individus/m^2 respectivement, ce qui en fait les valeurs les plus faibles observées dans la série chronologique. L'abondance moyenne de *M. norvegica* s'est accrue de 5 à 22 individus/m^2 de 1996 à 1997, puis a diminué à 5 individus/m^2 en 2000. L'abondance moyenne de l'espèce est passée de 5 à 15 individus/m^2 de 2000 à 2002, a diminué à 10 individus/m^2 en 2003 et à 3 individus/m^2 en 2004, puis s'est

elsewhere: 1) in the southern Gulf of St. Lawrence since 1987 (Hanson and Chouinard 2002), 2) in the Newfoundland and Labrador ecosystem (F. K. Mowbray and P. Lundrigan, Northwest Atlantic Fisheries Centre, capelin stomach content analysis over 20 years [unpublished data]), and 3) on the Scotian Shelf since 1990 (Head and Pepin 2009). This evidence suggests that the decline in krill abundance is not restricted to the Gulf of St. Lawrence but is widespread over a larger part of Canada's Atlantic coast.

accrue légèrement à 8,0, 8,3 et 10,0 individus/m^2 en 2005, en 2006 et en 2007 pour diminuer de nouveau à 5,1 individus/m^2 en 2008. La valeur de 2008 est similaire aux faibles valeurs observées en 1996, en 1998, en 2000 et en 2004. Ce déclin de l'abondance du krill également a été mesuré ailleurs : 1) dans le sud du golfe du Saint-Laurent depuis 1987 (Hanson et Chouinard, 2002); 2) dans l'écosystème de Terre-Neuve et du Labrador (F.K. Mowbray et P. Lundrigan, Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest, analyse du contenu stomacal du capelan sur 20 ans [données non publiées]); 3) sur le plateau néo-écossais depuis 1990 (Head et Pepin, 2009). Ces données laissent sous-entendre que le déclin de l'abondance du krill n'est pas limité au golfe du Saint-Laurent mais qu'il est répandu sur une grande partie de la côte atlantique du Canada.

The second major change is the presence of the arctic hyperiid amphipod *T. libellula* in the Gulf of St. Lawrence waters since the early 1990s (Figure 21). Both a literature review going back to the early 1900s and a reanalysis of several zooplankton samples collected during the 1980s in different areas of the Gulf of St. Lawrence and Lower Estuary have shown that *T. libellula* was absent from the SLMS before the 1990s except for a few juvenile individuals occasionally observed in the northeast Gulf of St. Lawrence near of the Strait of Belle Isle (Bousfield 1951). However, different surveys carried out annually by the Maurice-Lamontagne Institute since the beginning of the 1990s have shown that *T. libellula* has become an abundant, full-time resident of the SLMS, with an annual mean abundance varying between 0.05 and 16 ind/m^2 (Figure 21).

Le deuxième changement majeur est la présence de l'amphipode arctique hypéridé *T. libellula* dans les eaux du golfe du Saint-Laurent depuis le début des années 1990 (Figure 21). Un examen de la littérature remontant au début des années 1900 ainsi qu'une nouvelle analyse de plusieurs échantillons de zooplancton recueillis au cours des années 1980 dans différentes zones du golfe du Saint-Laurent et de l'estuaire maritime ont révélé que *T. libellula* était absent du système maritime du Saint-Laurent avant les années 1990, mis à part quelques juvéniles observés à l'occasion dans le nord-est du golfe du Saint-Laurent, près du détroit de Belle-Isle (Bousfield, 1951). Cependant, différents relevés effectués chaque année par l'Institut Maurice-Lamontagne depuis le début des années 1990 ont démontré que *T. libellula* était maintenant un résident du système maritime du Saint-Laurent, qu'il y vivait à plein temps et que son abondance moyenne annuelle y était élevée et variait entre 0,05 et 16 individus/m^2 (Figure 21).

This geographic expansion of *T. libellula*

Cette expansion géographique de

into the SLMS during the 1990s coincides with observations made by Drinkwater and Gilbert (2004) that the core temperature in the cold intermediate layer (CIL) of the Gulf of St. Lawrence in the 1990s was on average the coldest of the last five decades. Furthermore, between 1999 and 2005, the interannual variations in the mean abundance of *T. libellula* were positively correlated (R^2 = 0.65) with the volume of the Labrador Shelf water advected into the Gulf of St. Lawrence (Figure 21) through the Strait of Belle Isle during winter (Galbraith 2006). These two observations support the hypothesis that *T. libellula* was introduced into the Gulf of St. Lawrence via the Strait of Belle Isle during winter and that their survivorship was improved because of the colder CIL. *T. libellula* always remain (day and night, during all seasons) at temperatures < 3°C in the Gulf of St. Lawrence (Harvey et al. 2009). According to Saucier et al. (2003), the CIL in the LSLE and the NWGSL is not formed in situ. A significant fraction of these waters enters through the Strait of Belle Isle in winter, eventually reaching the LSLE within about six months. This certainly contributes to the expansion of the *T. libellula* population throughout the different regions of the SLMS.

Another factor that could have contributed to the geographic expansion of *T. libellula* in the SLMS is that this species was apparently more abundant on the Labrador Shelf during the 1990s than during the 1980s. A recent study comparing the stomach contents of Arctic charr on the Labrador Shelf over an 18-year period (1982 to 1999) showed that *T. libellula* was four times more abundant during the 1990s than during the 1980s (Dempson et al. 2002, B. Dempsen, pers. comm.). However, even though there were strong

T. libellula dans le système maritime du Saint-Laurent au cours des années 1990 coïncide avec des observations faites par Drinkwater et Gilbert (2004) selon lesquelles la température centrale de la CIF du golfe Saint-laurent dans les années 1990 était en moyenne la plus froide des cinq dernières décennies. Qui plus est, entre 1999 et 2005, les variations interannuelles de l'abondance moyenne de *T. libellula* ont affiché une corrélation positive (R^2 = 0,65) avec le volume d'eau, sur le plateau du Labrador, qui était transféré par advection dans le golfe du Saint-Laurent (Figure 21) par le détroit de Belle-Isle au cours de l'hiver (Galbraith, 2006). Ces deux observations soutiennent l'hypothèse voulant que *T. libellula* soit entré dans le golfe du Saint-Laurent par le détroit de Belle-Isle au cours de l'hiver et que sa survie a été améliorée en raison de la présence d'une CIF plus froide. *T. libellula* reste toujours (de jour et da nuit, quelle que soit la saison) à des températures < 3 °C dans le golfe du Saint-Laurent (Harvey *et al.*, 2009). Selon Saucier *et al.* (2003), la CIF de l'estuaire maritime du Saint-Laurent et du nord-ouest du golfe du Saint-Laurent n'est pas formée *in situ*. Une partie importante de ces eaux entre par le détroit de Belle-Isle en hiver pour atteindre l'estuaire maritime du Saint-Laurent au bout d'environ six mois. Ce phénomène contribue certainement à l'expansion de la population de *T. libellula* dans les différentes régions du système maritime du Saint-Laurent.

Un autre facteur qui peut avoir contribué à l'expansion géographique de *T. libellula* dans le système maritime du Saint-Laurent est le fait que cette espèce semblait plus abondante sur le plateau du Labrador au cours des années 1990 qu'au cours des années 1980. Une étude récente comparant le contenu stomacal du bar arctique du plateau du Labrador sur une période de 18 ans (de 1982 à 1999) montre que *T. libellula* était quatre fois plus abondant au cours des années 1990 qu'au cours des années 1980 (Dempson *et al.*,

intrusions of Labrador Shelf water into the Gulf of St. Lawrence during the winters of 2006, 2007, and 2008, there appears to have been little or no influx of *T. libellula* during these three years. When we include the data from these last three years, the strength of the relationship declines, with only 33% of the variation being explained by this relationship ($R^2 = 0.33$) (Figure 21).

Another interesting point concerns the small euphausiid species *Thysanoessa inermis*, the mysid *Boreomysis arctica*, the chaetognaths *Sagitta elegans* and *Eukrohnia hamata*, and the cnidarian *Aglantha digitale*, which showed strong increases in abundance—from ca. 1 ind/m^2 in 1994–2004 to ca. 5 ind/m^2 in 2005–2008 for *T. inermis*, ca. 30 ind/m^2 in 1994–2004 to ca. 67 ind/m^2 in 2005–2008 for *B. arctica*, ca. 17 ind/m^2 in 1994–2003 to ca. 58 ind/m^2 in 2004–2008 for *S. elegans* + *E. hamata*, and ca. 8 ind/m^2 in 1994–2003 to ca. 57 ind/m^2 in 2004–2008 for *A. digitale* (Figure 20). This period of increase corresponded perfectly with what we have described concerning the large increases in abundance of most of the zooplankton indices during spring of the last three or four years.

This widespread phenomenon is probably related to different physical and/or biological factors that we will try to identify in the near future. For instance, while local air temperatures and winds play major roles in the annual cycle of water temperatures throughout the region, Canadian east coast waters are also strongly influenced by flow from the Arctic. Currents from the north bring not only cold water but also northern species of plankton. For example, the Arctic hyperiid amphipod *T. libellula* has continued to be a component of the macrozooplankton of the

2002; B. Dempsen, comm. pers.). Cependant, même s'il y a eu de fortes intrusions d'eau du plateau du Labrador dans le golfe du Saint-Laurent au cours des hivers 2006, 2007 et 2008, l'afflux de *T. libellula* au cours de ces trois années semble avoir été limité, voire nul. Lorsque l'on inclut les données de ces trois dernières années, la force de la relation décline du fait qu'uniquement 33 % de la variation est expliquée par cette relation ($R^2 = 0,33$) (Figure 21).

Un autre point intéressant concerne le petit euphausiacé *Thysanoessa inermis*, le mysidacé *Boreomysis arctica*, les chétognathes *Sagitta elegans* et *Eukrohnia hamata* ainsi que le cnidaire *Aglantha digitale*, qui ont affiché de fortes augmentations de leur abondance – d'environ 1 individu/m^2 en 1994-2004 à environ 5 individus/m^2 en 2005-2008 pour *T. inermis*, d'environ 30 individus/m^2 en 1994-2004 à environ 67 individus/m^2 en 2005-2008 pour *B. arctica*, d'environ 17 individus/m^2 en1994-2003 à environ 58 individus/m^2 en 2004-2008 pour *S. elegans* + *E. hamata* et d'environ 8 individus/m^2 en 1994-2003 à environ 57 individus/m^2 en 2004-2008 pour *A. digitale* (Figure 20). Cette période de croissance correspond parfaitement à ce que nous avons décrit à l'égard des fortes augmentations de l'abondance de la plupart des indices du zooplancton au cours du printemps des trois ou quatre dernières années.

Ce phénomène répandu est probablement associé à différents facteurs physiques ou biologiques dont nous tenterons de déterminer la nature dans un avenir rapproché. Par exemple, même si les températures de l'air locales et les vents jouent des rôles importants dans le cycle annuel des températures de l'eau dans l'ensemble de la région, les eaux de la côte est du Canada sont également fortement tributaires du flux provenant de l'Arctique. Les courants provenant du nord apportent non seulement de l'eau froide, mais également des espèces de plancton

Gulf of St. Lawrence. In the last few years, however, the relative importance of some of these cold-water species (e.g., *C. glacialis* off Halifax and on the Grand Banks; *T. libellula* in the LSLE, NWGSL, and Grand Banks) have diminished, presumably as a result of the warming ocean conditions and reduction of the CIL (see the Environmental Review in AZMP Bulletin No. 7; http://www.meds-sdmm.dfo-mpo.gc.ca/isdm-gdsi/azmp-pmza/documents/docs/bulletin_7_01.pdf).

qui vivent plus au nord. Ainsi, l'amphipode arctique hypéridé *T. libellula* demeure un composant du macrozooplancton du golfe du Saint-Laurent. Au cours des quelques dernières années, cependant, l'importance relative de certaines de ces espèces d'eau froide (p. ex. *C. glacialis* au large d'Halifax et sur les Grands Bancs; *T. libellula* dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent ainsi que sur les Grands Bancs) a diminué, probablement en raison du réchauffement des conditions océaniques et de la réduction de la CIF (voir la revue environnementale dans le bulletin du PMZA n° 7; http://www.meds-sdmm.dfo-mpo.gc.ca/isdm-gdsi/azmp-pmza/documents/docs/bulletin_7_01.pdf).

4.4 FISH AND MACROINVERTEBRATES - POISSONS ET MACROINVERTÉBRÉS

4.4.1 Estuary and Northern Gulf of St. Lawrence - Estuaire et nord du golfe du Saint-Laurent

Data on the abundance and distribution of fishes and macroinvertebrates are collected each summer in the Estuary and the northern Gulf of St. Lawrence from the Department of Fisheries and Oceans Canada (DFO) multi-species bottom-trawl survey which has been conducted from 1990 to 2008. Depths greater than 37 m in the Northwest Atlantic Fisheries Organization (NAFO) divisions 4RS as well as depths greater than 183 m in 4T (including the Estuary) are covered by this survey (see Bourdages et al. (2007) for more details on the protocol). Abundance and biomass estimates obtained from the surveys are considered as minimal values given that the nearshore region (depths < 37 m) is not covered and that some species are not sampled efficiently (low catchability, e.g., pelagic species).

Grâce à des relevés plurispécifiques au chalut de fond effectués chaque été entre 1990 et 2008, le MPO a pu recueillir des données sur l'abondance et la répartition des poissons et des macroinvertébrés de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent. Ces relevés couvrent les profondeurs excédant 37 mètres dans la division 4RS ainsi que les profondeurs excédant 183 mètres dans la division 4T (y compris l'estuaire) de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (voir Bourdages *et al.* [2007] pour plus de détails sur le protocole). Les estimations de l'abondance et de la biomasse tirées des relevés sont considérées comme étant des valeurs minimales étant donné que les eaux côtières (profondeurs < 37 m) ne sont pas couvertes par les relevés et que certaines espèces n'ont pas été échantillonnées de façon efficace (faible capturabilité, p. ex. chez les espèces pélagiques).

Based on the research survey data in the Gulf, Dutil et al. (2006) and Scallon-Chouinard et al. (2007) estimated a diversified fish fauna with 103 species that belong to 83 different genus and

Les données issues des relevés scientifiques menés dans le golfe ont permis à Dutil *et al.* (2006) et à Scallon-Chouinard *et al.* (2007) d'estimer la diversité de la faune ichtyologique de

45 different families. For most of the years, there was no significant difference in the mean fish abundance and biomass per tow between the Estuary and the northern Gulf (Figure 22). In the Estuary, the mean fish abundance per tow shows no trend over time while the mean biomass per tow increased slightly in the 2000s. In the northern Gulf, there was a decrease in mean fish abundance and biomass per tow from 1990 to 2002, followed by a slight increase in recent years.

cette région à 103 espèces appartenant à 83 genres différents et à 45 familles. Pour la plupart des années étudiées, on n'observe aucune différence importante entre l'estuaire et le nord du golfe quant à l'abondance et à la biomasse moyennes de poissons par trait (Figure 22). Dans l'estuaire, l'abondance moyenne de poissons par trait ne montre aucune tendance temporelle, tandis que la biomasse moyenne par trait augmente légèrement au cours des années 2000. Dans le nord du golfe, l'abondance et la biomasse moyennes de poissons par trait ont diminué entre 1990 et 2002 et ont affiché une légère augmentation au cours des dernières années.

In the Estuary, only 6 species contributed to more than 85% of the total fish abundance (Figure 23A). Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) and witch flounder (*Glyptocephalus cynoglossus*) dominated the total fish abundance (61%), followed by fourbeard rockling (*Enchelyopus cimbrius*), thorny skate (*Amblyraja radiata*), Atlantic soft pout (*Melanostigma atlanticum*), and Atlantic hagfish (*Myxine glutinosa*), with nearly 6-8% each. In the northern Gulf, 84% of the total fish abundance is due to 8 species (Figure 23B). Redfishes (*Sebastes spp.*; 39%) dominated the total fish abundance, followed by Greenland halibut (12%) and American plaice (*Hippoglossoides platessoides*; 12%). In the early 1990s, abundance of both redfish and cod (*Gadus morhua*) decreased by about 10 fold while the redfish abundance increased in recent years, due to the recruitment of *Sebastes fasciatus* in southern 4R.

Dans l'estuaire, six espèces de poissons contribuent à elles seules à plus de 85 % de l'abondance totale de poissons (Figure 23A). Les espèces les plus abondantes (61 %) sont le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) et la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*), suivies par la motelle à quatre barbillons (*Enchelyopus cimbrius*), la raie épineuse (*Amblyraja radiata*), la molasse atlantique (*Melanostigma atlanticum*) et la myxine du Nord (*Myxine glutinosa*) qui représentent chacune près de 6 à 8 % du total. Dans le nord du golfe, huit espèces contribuent à 84 % de l'abondance totale de poissons (Figure 23B). L'espèce dominante est le sébaste (*Sebastes* spp.; 39 %), suivi du flétan du Groenland (12 %) et de la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*, 12 %). Au début des années 1990, l'abondance à la fois du sébaste et de la morue (*Gadus morhua*) a diminué d'un facteur 10, mais on a noté que l'abondance de sébaste s'est accrue au cours des dernières années en raison du recrutement de sébaste acadien dans la partie sud de la division 4R.

In the Estuary, Greenland halibut dominated (62%) the total fish biomass (Figure 24A). The other important species were thorny skate (14% of fish biomass) and witch flounder (9%). In the northern

Dans l'estuaire, le flétan du Groenland domine (62 %) la biomasse totale de poissons (Figure 24A). Les autres espèces importantes sont la raie épineuse (14 % de la biomasse de poissons) et la plie grise

Gulf, redfish, cod, and Greenland halibut accounted for 78% of total fish biomass (Figure 24B).

Capelin (*Mallotus villosus*) and herring (*Clupea harengus*) are caught regularly in the bottom trawl surveys. However, no abundance index can be estimated from these surveys because of their low catchability. A dispersion index for capelin and/or herring is therefore calculated by kriging the presence and absence data (Grégoire et al. 2003). The dispersion index for capelin indicates an upward trend since 1990 in particular in division 4T (DFO 2008a). However, the opposite trend has been observed for the west coast of Newfoundland in recent years. For herring, the index has shown a clear upward trend since 1990 with significant increases recorded since 2003 on the North Shore of Quebec (division 4S) (DFO 2006a). On the west coast of Newfoundland (division 4R), the index for herring has varied only marginally during the 1990s with a considerable increase between 1998 and 2001, followed by a drop in 2003 and 2004 (DFO 2006b).

Except for the shrimp species, it is not possible to compare macroinvertebrate abundance and biomass data between the Needler and the Teleost series mainly because catchability differences could not be accounted for. Moreover, although catch in weight is recorded for all species, catch in number is not available for some species and some years. Consequently, only biomass data are discussed here. There was no significant difference in the mean macroinvertebrate biomass per tow on average between the Estuary and the northern Gulf whatever the series

(9 %). Dans le nord du golfe, le sébaste, la morue et le flétan du Groenland représentent 78 % de la biomasse totale de poissons (Figure 24B).

On capture régulièrement du capelan (*Mallotus villosus*) et du hareng (*Clupea harengus*) dans les relevés de poissons de fond. Cependant, ces relevés ne nous permettent pas d'estimer l'indice de l'abondance de ces espèces à cause de la faible capturabilité de ces dernières. On produit donc un indice de dispersion pour le capelan et le hareng par le krigeage des données relatives à la présence et à l'absence des espèces (Grégoire *et al.*, 2003). L'indice de dispersion pour le capelan montre une tendance à la hausse depuis 1990, en particulier dans la division 4T (MPO, 2008a). Une tendance opposée a cependant été observée au cours des dernières années pour les eaux côtières à l'ouest de Terre-Neuve. L'indice de dispersion du hareng montre une nette tendance à la hausse depuis 1990, avec une augmentation importante, depuis 2003, des augmentations importantes du nombre de harengs ayant été enregistrées dans les relevés provenant de la Côte-Nord, au Québec (division 4S) (MPO, 2006a). Sur la côte ouest de Terre-Neuve (division 4R), on a noté seulement une variation marginale de l'indice pour le hareng pendant les années 1990, suivie d'une augmentation considérable de cet indice entre 1998 et 2001, puis d'une baisse en 2003 et en 2004 (MPO, 2006b).

Sauf dans le cas des crevettes, il ne nous est pas possible de comparer les données relatives à l'abondance et à la biomasse des macroinvertébrés provenant des séries établies à partir du Needler avec celles provenant du Teleost, principalement du fait que nous n'avons pas pu estimer les différences sur le plan de la capturabilité. De plus, bien qu'on ait noté le poids des prises pour toutes les espèces, le nombre de prises n'est pas disponible pour certaines espèces et années. En conséquence, on n'a tenu compte ici que des données relatives à la

analysed, but there was a general increasing trend in both regions from 1990 to 2005 in the Needler series, continuing in the recent years with the Teleost series (Figure 25). Northern shrimp (*Pandalus borealis*) dominated and represented on average between 76% to 91% of the total macroinvertebrate biomass in the Estuary for the Needler series and in the northern Gulf whatever the series (Figures 26A and 27). In the Estuary in recent years (Teleost series), northern shrimp accounted for 37% of the total macroinvertebrate biomass on average while sea anemones, snow crab (*Chionoecetes opilio*), heart urchin (*Brisaster fragilis*), sea stars, and brittle stars represented 60% (Figure 27B).

biomasse. On n'a observé aucune différence importante, en moyenne, entre l'estuaire et le nord du golfe relativement à la biomasse moyenne de macroinvertébrés par trait, quelles que soient les séries analysées, mais on a noté une tendance générale à la hausse pour ces deux régions entre 1990 et 2005 dans les séries du Needler, qui s'est poursuivie au cours des dernières années dans les séries du Téléost (Figure 25). La crevette nordique (*Pandalus borealis*) était l'espèce prédominante et représentait en moyenne entre 76 et 91 % de la biomasse totale des macroinvertébrés dans les séries du Needler pour la région de l'estuaire et dans les deux séries pour le nord du golfe (Figures 26A et 27). Ces dernières années (séries du Teleost), la crevette nordique représentait en moyenne 37 % de la biomasse totale des macroinvertébrés recensés dans l'estuaire contre 60 % pour l'anémone de mer, le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), l'oursin de mer (*Brisaster fragilis*), les étoiles de mer et les ophiures (Figure 27B).

Changes in structure and functioning of the northern Gulf ecosystem - Changements dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème du nord du golfe

Mass-balance models have been constructed using inverse methodology for the northern Gulf of St. Lawrence for the mid-1980s, the mid-1990s, and the early 2000s to describe ecosystem structure, trophic group interactions, and the effects of fishing and predation on the ecosystem for each time period (Savenkoff et al. 2007a).

Pour les périodes couvrant le milieu des années 1980 et des années 1990 et le début des années 2000 dans le nord du golfe du Saint-Laurent, on a construit des modèles de bilan massique qui utilisent une méthode d'inversion des données afin de décrire, pour chaque période, la structure de l'écosystème, les interactions entre les groupes trophiques et l'incidence de la pêche et de la prédation sur l'écosystème (Savenkoff *et al.*, 2007a).

The analyses indicated that the ecosystem structure shifted dramatically from one dominated by demersal fish (cod, redfish) and small-bodied forage pelagic species (e.g., capelin, mackerel [*Scomber scombrus*], herring, shrimp) to one dominated only by small-bodied forage species. Overfishing removed a functional group in the early 1990s, large piscivorous fish (cod and redfish), which have not

Les analyses indiquent que la structure de l'écosystème s'est modifiée de façon spectaculaire, passant d'une structure dominée par les poissons de fond (morue, sébaste) et les poissons fourragers pélagiques de petite taille (p. ex. capelan, maquereau [*Scomber scombrus*], hareng, crevette) à une structure dominée seulement par les espèces fourragères de petite taille. Au début des années 1990, la

recovered 15 years after the first moratoria in 1994 and 1995. This has left only marine mammals as top predators during the mid-1990s, and marine mammals and Greenland halibut during the early 2000s. Predation by marine mammals on fish increased from the mid-1980s to the early 2000s while predation by large fish on fish decreased. Capelin and shrimp, the main prey in each period, showed an increase in biomass over the three periods. A switch in the main predators of capelin from cod to marine mammals occurred while Greenland halibut progressively replaced cod as shrimp predators. The changes in top-predator (cod, redfish) abundance resulted in a major perturbation of the structure and functioning of the northern Gulf ecosystem.

surpêche avait entraîné la disparition d'un groupe fonctionnel, à savoir les grands poissons piscivores (morue et sébaste). Quinze ans après le premier moratoire de 1994 et de 1995, ces derniers ne s'étaient toujours pas rétablis. Les mammifères marins sont donc devenus, au milieu des années 1990, les seuls prédateurs importants de poissons fourragers, accompagnés en cela par les flétans du Groenland depuis le début des années 2000. À partir du milieu des années 1980 jusqu'au début des années 2000, les mammifères marins ont accru leur prédation, tandis que les grands poissons piscivores diminuaient la leur. Les capelans et les crevettes, qui représentaient les principales proies de chacune des périodes, ont accru leur biomasse au cours de ces trois périodes. Les mammifères marins ont remplacé la morue comme principaux prédateurs du capelan, tandis que le flétan du Groenland remplaçait progressivement la morue comme prédateur de crevettes. Ce changement d'abondance des principaux prédateurs (morue, sébaste) a conduit à une perturbation majeure de la structure et du fonctionnement de l'écosystème du nord du golfe.

4.4.2 Southern Gulf of St. Lawrence - Sud du golfe du Saint-Laurent

An annual bottom-trawl survey has been conducted in the southern Gulf of St. Lawrence (sGSL) each September since 1971 (details in Hurlbut and Clay 1990 Benoît and Swain 2003, Benoît 2006). This survey is the principal monitoring tool for groundfish in the area. Unless otherwise stated, the results presented are based on data from that survey, excluding sets done in the three deeper-water strata that occur in the Laurentian channel.

Depuis 1971, on effectue un relevé annuel de poissons de fond en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent (détails dans Hurlbut et Clay, 1990; Benoît et Swain, 2003; Benoît, 2006). Ce relevé est le principal outil servant à la surveillance des poissons de fond de la région. À moins d'indication contraire, les résultats présentés reposent sur les données provenant de ce relevé, à l'exclusion des traits effectués dans les trois strates plus profondes du chenal Laurentien.

For southern Gulf Atlantic herring, *Clupea harengus*, data from a hydro-acoustic survey conducted annually in the autumn since 1991, along with fisheries data, form the basis for assessment (LeBlanc et al. 2008).

Les données sur le hareng atlantique, *Clupea harengus*, du sud du golfe provenant d'un relevé hydroacoustique mené chaque automne depuis 1991 ainsi que des données sur les pêches servent de fondement à l'évaluation (LeBlanc *et*

Atlantic cod, *Gadus morhua*, and Atlantic herring have historically been the target of the two largest finfish fisheries in the sGSL. The spawning stock biomass (SSB) of sGSL cod declined almost continually from a peak of over 400 000 tonnes in the mid-1950s to a low of about 100 000 tonnes in the mid-1970s (Figure 28a). Fuelled by exceptional recruitment, the stock rebuilt in the 1980s (Swain and Sinclair 2000), but collapsed in the early 1990s as fishing mortality increased rapidly (Figure 28b). A moratorium on directed fishing was imposed from September 1993 through 1997 and again in 2003, and the fishery in the intervening and subsequent years was small. Despite the resulting relatively small fishing mortality (Figure 29), the stock has failed to rebuild and in fact in recent years has been declining (Figure 28a). As discussed in more detail later in this section, the principal factor limiting the productivity of this stock is elevated natural (non-fishing) mortality (Shelton et al. 2006, Swain et al. 2009b). At present levels of natural mortality and recruitment, the stock is considered unviable (Swain and Chouinard 2008).

There are two distinct sGSL herring spawning groups, one that spawns in the spring, the other in the autumn. Both groups experienced a fisheries-induced population collapse in the late 1970s and early 1980s (Figure 28; Messieh 1991). Stock rebuilding occurred rapidly through the early to mid 1980s due to high rates of recruitment. The larger autumn-spawning group experienced a dip in SSB during the 1990s but has since recovered. In contrast the SSB of spring spawners has generally

al., 2008).

La morue franche, *Gadus morhua*, et le hareng atlantique ont traditionnellement été la cible des deux plus importantes pêches visant les poissons à nageoires dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Dans cette zone, la biomasse du stock de reproducteurs (BSR) de la morue a diminué presque continuellement depuis le milieu des années 1950, passant d'un sommet de plus de 400 000 tonnes à un creux d'environ 100 000 tonnes au milieu des années 1970 (Figure 28a). Bien qu'un taux exceptionnel de recrutement ait permis au stock de se rétablir au cours des années 1980 (Swain et Sinclair, 2000), le stock de morue s'est effondré au début des années 1990 avec l'accroissement rapide de la mortalité par pêche (Figure 28b). On a décrété un moratoire sur la pêche dirigée de septembre 1993 à 1997, puis en 2003, et la pêche à la morue a été faible dans l'intervalle de même que pendant les années ultérieures. En dépit de la mortalité par pêche relativement peu élevée (Figure 29) qui a résulté de ces mesures, le stock de morue ne s'est pas rétabli; en fait, il a plutôt diminué au cours des dernières années (Figure 28a). Comme nous le verrons plus loin dans ce chapitre, le principal facteur qui limite la productivité de ce stock est une mortalité naturelle (non due à la pêche) élevée (Shelton *et al.*, 2006; Swain *et al.*, 2009b). On estime que le stock de morue est non viable étant donné les taux de mortalité naturelle et de recrutement actuels de l'espèce (Swain et Chouinard, 2008).

La population de hareng du sud du golfe du Saint-Laurent se compose de deux groupes distincts de reproducteurs, l'un frayant au printemps et l'autre à l'automne. La population de ces deux groupes s'est effondrée à la fin des années 1970 et au début des années 1980 à cause de la pêche (Figure 28; Messieh, 1991). Le taux élevé de recrutement a permis à ces populations de se rétablir rapidement du début au milieu des années 1980. Le groupe le plus important, dont le frai a lieu

declined continuously since the mid-1990s owing mainly to poor rates of recruitment (LeBlanc et al. 2008).

White hake (*Urophycis tenuis*), was the target of a commercial fishery (2 000-4 000 tonnes annually during the 1980s) until 1995, when a moratorium on directed fishing was imposed. Despite very small levels of incidental catch in other fisheries since then, mortality on adult white hake remains high and the biomass continues to decline, a trend that began at least in the 1980s (Figure 28b).

American plaice is the most widely distributed and likely the most abundant demersal fish species in the sGSL. High rates of recruitment resulted in a large increase in plaice abundance in the 1970s (Figure 28b). The stock has however been declining almost continually since then, resulting in a nearly tenfold decrease (Morin et al. 2008). An ongoing commercial fishery likely contributed to the declines during the 1980s and early 1990s, however high yet uncertain rates of discarding at that time make an assessment difficult. Estimated exploitation rates based on landings have been declining since the mid 1980s, reaching in 2007 a very low level of about 1%. An elevated rate of natural mortality and a recruitment rate that is considerably smaller than that observed in the late 1970s, appear to be the largest contributors to the present low productivity of this stock (Morin et al. 2008).

en automne, a subi une baisse de sa BSR pendant les années 1990, mais s'est rétabli depuis. Par contre, à la suite surtout d'un faible taux de recrutement, la BSR du groupe du printemps a, de façon générale, diminué continuellement depuis le milieu des années 1990 (LeBlanc *et al.*, 2008).

La merluche blanche (*Urophycis tenuis*) a fait l'objet d'une pêche commerciale (les récoltes totalisant entre 2 000 et 4 000 tonnes par année pendant les années 1980) jusqu'à ce qu'un moratoire sur la pêche dirigée à la merluche blanche soit décrété en 1995. En dépit de la très faible proportion de merluche blanche enregistrée depuis lors dans les prises accessoires des autres pêches, le taux de mortalité des merluches blanches adultes reste élevé, et la biomasse continue à diminuer, une tendance qui remonte au moins aux années 1980 (Figure 28b).

La plie canadienne est probablement le poisson de fond le plus abondant du sud du golfe du Saint-Laurent et celui dont l'aire de répartition y est la plus étendue. Le taux de recrutement élevé de l'espèce a amené une importante augmentation de l'abondance de la plie au cours des années 1970 (Figure 28b). Le stock de plie a cependant diminué presque continuellement depuis, et l'espèce est près de dix fois moins abondante (Morin *et al.*, 2008). La poursuite de la pêche commerciale a probablement contribué au déclin de la population observé pendant les années 1980 et le début des années 1990, bien qu'un taux de rejet élevé mais imprécis rende toute évaluation difficile pour cette période. Les taux d'exploitation estimés grâce aux débarquements ont décliné depuis le milieu des années 1980, atteignant en 2007 un très bas niveau (environ 1 %). Un taux élevé de mortalité naturelle et un taux de recrutement considérablement plus faible que celui observé à la fin des années 1970 semblent être les facteurs les plus importants ayant contribué à la faible productivité actuelle de ce stock (Morin *et al.*, 2008).

Two other flatfish species are fished commercially in the coastal waters of the southern Gulf. Winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) and yellowtail flounder (*Limanda ferruginea*) are taken to be used as bait in lobster (*Homarus americanus*) fisheries. Winter flounder biomass in the survey has declined continually since the 1970s (Figure 28). Their numbers have however remained stable (DFO 2005a), suggesting decreased growth rates or decreases in adult abundance combined with compensatory increases in the juvenile abundance. Both biomass and abundance of yellowtail flounder have varied without trend since the 1970s (DFO 2005b). It is important to note however that the annual survey does not cover the large portion of the area occupied by these two species that occurs in waters <15 m.

Deux autres espèces de poissons plats font l'objet d'une exploitation commerciale dans les eaux côtières du sud du golfe. La plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*) et la limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*) sont récoltées afin de servir d'appât pour la pêche au homard (*Homarus americanus*). La biomasse de la plie rouge a diminué continuellement dans les relevés depuis les années 1970 (Figure 28). Les effectifs de cette espèce sont cependant restés stables (MPO, 2005a), ce qui semble indiquer que les facteurs en cause sont une réduction du taux de croissance ou une diminution de l'abondance des adultes, associée à une augmentation compensatoire de l'abondance des juvéniles. La biomasse de limande à queue fine et son abondance ont toutes deux subi des variations depuis les années 1970, bien qu'aucune tendance ne puisse être décelée (MPO, 2005b). Il est cependant important de souligner que le relevé annuel ne couvre pas l'importante partie de l'aire occupée par ces espèces, qui se situe dans les eaux de profondeur inférieure à 15 mètres.

The annual survey also provides indices of abundance for over fifty species that are not fished commercially. For example, the biomass of thorny skate (*Amblyraja radiata*) has declined almost continually since the early 1970s (Figure 28b). The numbers of mature thorny skate and winter skates (*Leucoraja ocellata*) have decreased by over 80% (Swain et al. 2005, Swain et al. 2009a). A decrease, though at a smaller rate, has also been seen in smooth skate (*Malacoraja senta*) (Swain et al. 2005). In contrast, the biomass of numerous other demersal species, such as shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) and alligatorfish (*Aspidophoroides monopterygius*) has increased since the 1970s (Figure 28b; Benoît et al. 2003, Benoît and Swain 2008). These species tend to be smaller-bodied.

Le relevé annuel fournit également des indices de l'abondance pour plus de 50 espèces ne faisant pas l'objet d'une pêche commerciale. La biomasse de la raie épineuse (*Amblyraja radiata*), par exemple, a diminué presque continuellement depuis le début des années 1970 (Figure 28b). Les effectifs des raies épineuses et des raies tachetées (*Leucoraja ocellata*) matures ont diminué de plus de 80 % (Swain *et al.*, 2005; Swain *et al.*, 2009a). Une diminution, à un rythme moindre cependant, a aussi été observée chez la raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) (Swain *et al.*, 2005). En revanche, la biomasse de nombreuses autres espèces de fond, tels le chaboisseau à épines courtes (*Myoxocephalus scorpius*) et le poisson alligator atlantique (*Aspidophoroides monopterygius*), s'est accrue depuis les années 1970 (Figure 28b; Benoît *et al.*, 2003; Benoît et Swain, 2008). Ces

espèces sont généralement de taille plus petite.

Cod along with white hake, are the main piscivorous (fish-eating) fishes in the sGSL. Changes in their abundance have meant that the overall abundance of piscivores declined dramatically in the late 1980s, remained approximately stable during the 1990s, and has begun declining again in the 2000s (Figure 30). The combined abundance of large benthivores (consumers of ocean-floor invertebrates - e.g., thorny skate and ocean pout, Zoarces americanus) has generally declined since the late 1980s, driven largely by changes in American plaice (Figure 30). The abundance of planktivores (e.g., herring, capelin (*Mallotus villosus*), gaspereau (*Alosa pseudoharengus*)) and small benthivores (e.g., *Cottidae*, *Stichaeidae*) show a contrasting pattern. Following a small peak in the early 1970s and a 10-year period of relatively low abundance, abundance has increased continually and dramatically since the late 1980s and early 1990s (Figure 30). These species, collectively known as forage fishes, are important prey items for piscivores. Their abundance trends are consistent with a top-down effect of predation (Benoît and Swain 2008), though fishery impacts are also relevant for the exploited species such as herring. Combined abundance of medium-sized benthivores (e.g., winter flounder, winter skate) has largely fluctuated without trend (Figure 30).

La morue et la merluche blanche sont les principaux poissons piscivores (qui se nourrissent de poissons) du sud du golfe du Saint-Laurent. Les changements observés dans leur abondance signifient que l'abondance générale des piscivores a diminué de façon spectaculaire à la fin des années 1980, qu'elle est restée relativement stable pendant les années 1990 et qu'elle a de nouveau subi un déclin pendant les années 2000 (Figure 30). L'abondance combinée des grands benthivores (ceux qui consomment les invertébrés vivant sur le fond océanique, p. ex. la raie épineuse et la loquette d'Amérique, *Zoarces americanus*) a en général diminué depuis la fin des années 1980, principalement en raison des changements survenus dans la population de plie canadienne (Figure 30). L'abondance des planctivores ou planctonivores (p. ex. hareng, capelan [*Mallotus villosus*], gaspareau [*Alosa pseudoharengus*]) et des petits benthivores (p. ex. *Cottidae*, *Stichaeidae*) affiche une tendance opposée. À la suite d'un faible regain au début des années 1970 et d'une période de relativement faible abondance qui s'est échelonnée sur dix ans, l'abondance de ces espèces a augmenté de façon continue et importante depuis la fin des années 1980 et le début des années 1990 (Figure 30). Ces espèces, qui portent le nom collectif d'espèces fourragères, sont des proies importantes pour les piscivores. Les tendances relatives à leur abondance semblent indiquer un effet en cascade de la prédation (Benoît et Swain, 2008), quoique les impacts de la pêche soient aussi importants pour des espèces exploitées telles que le hareng. L'abondance combinée des benthivores de taille moyenne (p. ex. plie rouge, plie tachetée) a beaucoup fluctué, sans afficher de tendance claire (Figure 30).

The size structure of the sGSL fish community has also changed dramatically,

La structure de taille de la communauté de poissons du sud du golfe du Saint-Laurent

owing to changes in both the abundance and size-composition of individual species (Figure 31). Abundance in all size categories peaked during the first fifteen years of the survey and then declined during the 1980s and early 1990s. This largely reflects changes in the abundance of the two most common species in the survey, cod and American plaice. Since the mid-1990s, patterns have diverged between the size categories as abundance has increased for the smallest fish (<40 cm), composed of numerous species, while that of larger sizes (cod, American plaice, various skates) has declined.

s'est également modifiée de façon considérable en raison des changements survenus à la fois dans l'abondance de chaque espèce et dans la composition selon la taille de chacune de leur population (Figure 31). L'abondance de toutes les classes de tailles a atteint un sommet pendant les 15 premières années du relevé et a diminué par la suite pendant les années 1980 et au début des années 1990. Cette situation reflète en grande partie les changements survenus dans l'abondance des deux espèces les plus communes du relevé, à savoir la morue et la plie canadienne. Depuis le milieu des années 1990, on a observé des tendances divergentes relativement aux catégories de taille des poissons, l'abondance de nombreuses espèces de petits poissons (< 40 cm) ayant augmenté tandis que celle de poissons de taille plus grande (morue, plie canadienne, diverses espèces de raies) a diminué.

Some of the changes in community size structure can be attributed to the decreases in size-at-age that occurred in adult cod, American plaice and white hake in the late 1970s and 1980s (Figure 32). In cod, these changes appear mainly related to a density-dependent decline in growth rate in the late 1970s and early 1980s combined with a change in the direction of size-selective fishing (Sinclair et al. 2002a, b). The continued small size-at-age of cod in the 1990s and 2000s despite good conditions for growth may reflect a genetic change in the population in response to the strong selection against fast growth imposed by the fishery in the 1980s and early 1990s (Swain et al. 2007).

Certains des changements observés dans la structure de taille de la communauté peuvent être attribués aux baisses de la taille selon l'âge chez les morues, les plies canadiennes et les merluches blanches adultes à la fin des années 1970 et au cours des années 1980 (Figure 32). Chez la morue, ces changements semblent surtout associés à une baisse du taux de croissance liée à la densité à la fin des années 1970 et au début des années 1980, combinée à un virage en faveur d'une pêche sélective selon la taille (Sinclair *et al.*, 2002a, b). La faible taille selon l'âge de la morue au cours des années 1990 et 2000, en dépit de bonnes conditions de croissance, peut être le reflet d'un changement génétique dans la population survenu en réponse à une forte sélection au détriment des individus affichant une croissance rapide qui a été imposée par la pêche au cours des années 1980 et au début des années 1990 (Swain *et al.*, 2007).

Community size-structure will also be affected by size-dependent mortality. Fishing tends to target larger individuals.

La structure de taille d'une communauté est également tributaire de la mortalité dépendante de la taille. La pêche tend à

Though there have been important declines in fishing effort, and therefore fishing mortality, on demersal fishes since the early 1990s (Figure 33), rates of adult natural mortality (defined as mortality not attributed directly to fishing) have increased substantially since at least the mid 1980s for three species for which estimates have been made: cod (Chouinard et al. 2005, Swain et al. 2009b), winter skate (Swain et al. 2009a) and white hake (H. Benoît, manuscript in prep.) (Figure 33). For white hake, the rates are such that individuals of this stock, which lived past 13 years of age in the early 1980s, now no longer live past 7 years.

Though a number of hypotheses have been proposed to explain the natural mortality trends – e.g., unreported fishery catches, fisheries-induced life history change (e.g., Hutchings 2005), adverse environmental effects (Dutil and Lambert 2000) – there is strongest support for a top-down effect of predation by grey seals (*Halichoerus grypus*) (Chouinard et al. 2005, Swain et al. 2009a, Bowen et al. 2009). The herds of grey seals that feed in the area have grown exponentially in abundance since the 1970s (Hammill 2005). The estimated rate of fish consumption by seals now compensates for decreases in fishery removals (Benoît and Swain 2008, Savenkoff et al. 2008). From the perspective of the fish community, most species susceptible to a negative population-level impact of seals based on their productivity and their presence in seal diets have declined in abundance over history of the survey (Benoît and Swain 2008). However, seal diet composition estimated from stomachs suggests that seals eat cod and white hake that are much smaller than the sizes experiencing high natural mortality, and winter skate do not show up in the diet at

cibler les individus les plus grands. Bien que l'effort de pêche – et donc la mortalité par pêche – ciblant les poissons de fond ait diminué de façon importante depuis les années 1990 (Figure 33), le taux de mortalité naturelle des adultes (définie comme étant la mortalité non attribuée directement à la pêche) a augmenté de façon substantielle depuis au moins le milieu des années 1980 pour trois espèces pour lesquelles des estimations ont été réalisées : la morue (Chouinard *et al.*, 2005; Swain *et al.*, 2009b), la raie tachetée (Swain *et al.*, 2009a) et la merluche blanche (H. Benoît, manuscrit en prép.) (Figure 33). Dans le cas de la merluche blanche, les taux montrent que les individus de ce stock, dont la durée de vie excédait 13 ans au début des années 1980, ne vivent à présent pas plus de sept ans.

Bien qu'on ait avancé un certain nombre d'hypothèses afin d'expliquer les tendances touchant la mortalité naturelle – p. ex. prises par la pêche non déclarées, changement du cycle biologique induit par la pêche (p. ex. Hutchings, 2005), conséquences de conditions environnementales défavorables (Dutil et Lambert, 2000) – l'existence d'un effet en cascade de la prédation par les phoques gris (*Halichoerus grypus*) recueille l'appui le plus élevé (Chouinard *et al.*, 2005; Swain *et al.*, 2009a; Bowen *et al.*, 2009). Les troupeaux de phoques gris qui s'alimentent dans la région ont connu une croissance exponentielle de leur abondance depuis les années 1970 (Hammill, 2005). Le taux estimé de consommation de poisson par les phoques compense à présent les baisses des prélèvements par la pêche (Benoît et Swain, 2008; Savenkoff *et al.*, 2008). Du point de vue de la communauté de poissons, l'abondance de la plupart des espèces susceptibles de ressentir les effets négatifs de la présence des phoques sur le plan de la population, d'après leur productivité et leur présence dans le régime alimentaire des phoques, a diminué

all (Hammill et al 2007). This apparent contradiction between diets and mortality trends may very well result from biases in seal diet reconstruction resulting from differential digestibility of prey and spatially/seasonally unrepresentative sampling. Assessing the impact of seal predation of NW Atlantic fish communities remains an active area of research.

depuis que ces relevés ont été entrepris (Benoît et Swain, 2008). Cependant, la composition du régime alimentaire des phoques estimée à partir des analyses des contenus stomacaux laisse sous-entendre que les phoques se nourrissent de morue et de merluche blanche de taille beaucoup plus petite que celles affichant un taux élevé de mortalité naturelle; de plus, la raie tachetée n'a pas été observée dans le régime alimentaire des phoques (Hammill *et al*, 2007). Cette apparente contradiction entre les tendances touchant les régimes alimentaires et celle touchant la mortalité peut très bien être causée par des biais dans la reconstitution du régime alimentaire des phoques occasionné par une différence dans la digestibilité des proies et un échantillonnage non représentatif sur les plans spatial et saisonnier. L'évaluation de l'effet de la prédation par le phoque sur les communautés de poissons de l'Atlantique Nord-Ouest demeure un secteur de recherche actif.

Rates of recruitment (number of recruits per kg of spawners) across a range of species have generally not followed trends in adult mortality (Figure 34). For a number of commercially-fished species (e.g., cod, American plaice, herring), high rates of recruitment in the late 1970s and early 1980s contributed to strong population recovery following collapses. Rates for these species have largely varied without trend since then. For other species such as skates and white hake, recruitment rate generally increased through the 1980s and 1990s. With the exception of spring-spawning herring, recruitment rates do not appear to be limiting the productivity of those species examined (though low spawning stock biomasses mean that the absolute number of recruits is low). Reduced numbers of piscivorous fishes likely contribute to high juvenile survival (Savenkoff et al. 2007b, Benoît and Swain 2008), though concurrent increases in pelagic fishes may have increased mortality at the egg and larval stage

Chez un éventail d'espèces, le taux de recrutement (nombre de recrues par kilo de géniteurs) n'a généralement pas suivi les tendances observées dans la mortalité des adultes (Figure 34). Pour un certain nombre d'espèces d'exploitation commerciale (p. ex. morue, plie canadienne et hareng), les hauts taux de recrutement observés à la fin des années 1970 et au début des années 1980 ont contribué à un rétablissement important de la population à la suite des effondrements. Depuis lors, les taux de recrutement de ces espèces ont beaucoup fluctué sans afficher de tendances claires. Pour d'autres espèces telles que les raies et la merluche blanche, le taux de recrutement a en général augmenté au cours des années 1980 et 1990. Si on exclut la population de harengs qui fraient au printemps, les taux de recrutement ne semblent pas limiter la productivité des espèces examinées (quoique la faiblesse des biomasses de géniteurs indique que le nombre absolu de recrues est faible). Le

(Swain and Sinclair 2000, Darbyson et al. 2003).

Aside from apparent effects of fishing and predation by seals, species composition in the sGSL community has also been affected by changes in oceanographic conditions (Benoît and Swain 2008). For example, the period from the early 1980s to the mid 1990s was characterized by prolonged and intense cooling of bottom-waters over a large area of the sGSL (Gilbert and Pettigrew 1997, Drinkwater and Gilbert 2004). Conditions have since warmed to more average levels. During the period of cooling, a number of cold-water species made incursions into the sGSL, e.g., polar sculpin (*Cottunculus microps*), arctic cod (*Boreogadus saida*), arctic sculpin (*Myoxocephalus scorpioides*). For other species such as Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) and Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*), increases in the abundance of juvenile individuals in the southern Gulf (Benoît et al. 2003) are consistent with possible climate-mediated increases in recruitment.

Finally, the sGSL is used as an important feeding ground for some important highly migratory species which are discussed only briefly: the sGSL is the main spawning area for mackerel (*Scomber scombrus*) in Canadian waters. The status of the stock is presently uncertain (DFO 2008b), though an expanding geographic distribution and

nombre réduit de poissons piscivores contribue probablement à une survie élevée des juvéniles (Savenkoff *et al.*, 2007b; Benoît et Swain, 2008), bien que l'augmentation simultanée observée dans les effectifs des espèces pélagiques puisse avoir contribué à accroître la mortalité aux stades des œufs et des larves (Swain et Sinclair, 2000; Darbyson *et al.*, 2003).

Mis à part les effets apparents de la pêche et de la prédation par les phoques, la composition des espèces de la communauté du sud du golfe du Saint-Laurent a aussi été touchée par les changements survenus dans les conditions océanographiques (Benoît et Swain, 2008). Par exemple, la période entre le début des années 1980 et le milieu des années 1990 a été caractérisée par un refroidissement prolongé et intense des eaux de fond dans une grande partie du sud du golfe du Saint-Laurent (Gilbert et Pettigrew, 1997; Drinkwater et Gilbert, 2004). Les conditions de température sont revenues davantage à la normale depuis. Pendant la période de refroidissement, un certain nombre d'espèces d'eau froide se sont déplacées vers le sud du golfe du Saint-Laurent, p. ex. le crapaud de mer (*Cottunculus microps*), le saida (*Boreogadus saida*) et le chaboisseau arctique (*Myoxocephalus scorpioides*). Pour d'autres espèces telles que le flétan atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) et le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), l'accroissement de l'abondance des individus juvéniles dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Benoît *et al.*, 2003) coïncide avec de possibles augmentations du recrutement associées au climat.

Finalement, le sud du golfe du Saint-Laurent constitue une aire d'alimentation importante pour certaines espèces de grands migrateurs dont nous ne donnons qu'une brève description : la principale frayère du maquereau (*Scomber scombrus*) dans les eaux canadiennes se trouve dans le sud du golfe du Saint-

rising fishery landing over a broad geographic area suggest the stock might be at a high level of abundance. Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus t.*) are at the northern edge of their range in Canada. Population levels are low and spawning stock biomass has been declining rapidly in the last several years (Anonymous 2007). International overfishing over the stock's range is occurring, though catches in the sGSL contribute generally <2% of the total. Spiny dogfish (*Squalus acanthias*) were abundant in the sGSL in summer during the mid-1990s, a period of high overall stock abundance (Rago et al. 1998). Abundance in the sGSL has since declined as overall stock abundance declined due to low recruitment combined with fishing mortality occurring largely outside the sGSL (McRuer and Hurlbut 1996, NEFSC 2006).

Laurent. L'état du stock de maquereau est présentement incertain (MPO, 2008b), quoique l'expansion de la répartition géographique de l'espèce et la hausse des débarquements sur une vaste zone géographique laissent sous-entendre que le stock pourrait afficher une abondance élevée. Le Canada constitue la limite nord de l'aire de répartition du thon rouge (*Thunnus thynnus t.*). L'abondance de la population du thon rouge est faible, et la biomasse de géniteurs a diminué rapidement au cours des dernières années (Anonyme, 2007). On observe l'existence d'une surpêche internationale dans l'aire de répartition du stock, bien que les prises dans le sud du golfe du Saint-Laurent ne représentent généralement que moins de 2 % du total des prises. Au milieu des années 1990, l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) était abondant pendant l'été dans le sud du golfe du Saint-Laurent, qui est une période d'abondance élevée pour l'ensemble de ce stock (Rago *et al.*, 1998). L'abondance a diminué depuis dans le sud du golfe du Saint-Laurent en raison du déclin de l'abondance de l'ensemble du stock causé par un faible recrutement, associé à la mortalité par pêche survenant principalement à l'extérieur du sud du golfe du Saint-Laurent (McRuer et Hurlbut, 1996; NEFSC, 2006).

Macroinvertebrates - Macroinvertébrés

The annual September bottom-trawl survey of the southern Gulf of St. Lawrence provides data on the abundance and distribution of macroinvertebrates in the area (details in Hurlbut and Clay 1990, Benoît and Swain 2003, Benoît 2006). Catches of short-finned squid (*Illex illecebrosus*) in the survey have been recorded reliably since 1971, those of decapod crustaceans (crabs and shrimp) since 1980 and those of other macroinvertebrates (echinoderms, sponges, anemones, etc) since the mid to late 1980s. For all taxa except snow crab, the results presented are based on data from that survey, excluding sets done in

Le relevé de poissons de fond annuel de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent fournit des données sur l'abondance et la répartition des macroinvertébrés dans cette région (voir les détails dans Hurlbut et Clay, 1990; Benoît et Swain, 2003; Benoît, 2006). Les prises d'encornet nordique (*Illex illecebrosus*) dans les relevés sont enregistrées de façon fiable depuis 1971, celles des crustacés décapodes (crabes et crevettes) depuis 1980 et celles des autres macroinvertébrés (échinodermes, éponges, anémones, etc.) depuis le milieu ou la fin des années 1980. Pour tous les taxons, exception faite du crabe des

the three strata that occur in the deep waters of the Laurentian channel. Trends in the status of southern Gulf snow crab (*Chionoecetes opilio*) are based on a dedicated trawl survey conducted annually since 1988 (Hébert et al. 2008). Results are not presented for years in which there was incomplete coverage of the survey areas: 1996 for the snow crab survey and 2003 for the September survey. Because of the nature of these long-term surveys, the focus of this section is on those species occurring principally in waters deeper than 20 m.

Snow crab are the target of the current largest fishery in southern Gulf mid- and offshore waters. Landings in that fishery peaked at about 25 000-35 000 tonnes in the mid 1980s, mid 1990s and again in the mid 2000s. Fishing effort (measured in trap-days) increased through the 1970s, and has varied largely without trend since then (Figure 35a), though the type of trap used has changed over time. The abundance of mature females estimated by the crab survey has declined nearly four-fold since 1990, reaching in recent years the lowest levels observed (Figure 35b). Large mature males, the exclusive target of the fishery, increased in abundance from 1988 to the mid 1990s, but have since declined to relatively low levels. Recent exploitation rates have varied between 41-62% and have been considerably higher than those experienced during the 1990s, which were between 17-33% (DFO 2009). The main factors determining fluctuations in recruitment appear to be density-dependent interactions between life-history stages, although changes in bottom temperatures and release from predation may also play a role (Caddy et al. 2005).

neiges, les résultats présentés reposent sur les données prises lors de ces relevés, à l'exclusion des échantillons provenant des trois strates d'eaux profondes du chenal Laurentien. Les tendances relatives à la situation du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) du sud du golfe reposent sur les résultats des relevés ciblant cette espèce menés annuellement depuis 1988 (Hébert *et al.*, 2008). Les années pour lesquelles la couverture de l'aire de relevé n'était pas complète ne sont pas incluses dans les résultats, à savoir les années 1996, pour le relevé de crabe des neiges et 2003 pour le relevé de septembre. En raison de la nature de ces relevés à long terme, la présente section met l'accent sur les espèces qui fréquentent principalement les eaux dont la profondeur est supérieure à 20 mètres.

Le crabe des neiges fait actuellement l'objet de la pêche la plus importante dans les eaux hauturières et semi-hauturières du sud du golfe. Les débarquements de crabes des neiges ont atteint un sommet d'environ 25 000 à 35 000 tonnes au milieu des années 1980, au milieu des années 1990 et de nouveau au milieu des années 2000. L'effort de pêche (mesuré en casiers/jour) s'est accru au cours des années 1970 et a largement fluctué depuis (Figure 35a), sans afficher de tendance claire, malgré le fait que le type de casier utilisé a varié dans le temps. Selon le relevé ciblant le crabe des neiges, l'abondance estimée des femelles matures est quatre fois moins élevée qu'en 1990, atteignant au cours des dernières années les plus bas niveaux observés (Figure 35b). Les grands mâles matures, cibles exclusives de la pêche, ont accru leur abondance de 1988 jusqu'au milieu des années 1990, mais leur nombre a atteint dernièrement des niveaux relativement bas. Les taux récents d'exploitation varient entre 41 et 62 % et sont considérablement plus élevés que les taux des années 1990, qui se situaient entre 17 et 33 % (MPO, 2009). Les principaux facteurs qui induisent des

Toad crabs (*Hyas araneus* and *H. coarctatus*) have recently been the target of an experimental fishery in the southern Gulf. Concerns with the bycatch of snow crab have caused the fishery to be limited to a very small portion of the southern Gulf toad crab geographic distribution. The two species have only been identified separately in the annual survey since the early 2000s, therefore trends in their combined abundance are presented here. The biomass index increased from 1980 to the end of the 1980s, dropping in the early 1990s and remaining at intermediate levels since then (Figure 36).

Close to 20 species of decapod shrimp reside in the southern Gulf (Squires 1990), though they were not identified to species in the survey until recently. The biomass of unspecified shrimp in the southern Gulf has increased continually since the early 1980s, and at an accelerated rate starting in the early 1990s (Figure 36). Predation-release accompanying groundfish population collapses appears a likely explanation for increases in *P. borealis* in the Gulf and other ecosystems (Worm and Myers 2003), and is a very plausible hypothesis for the increases in southern Gulf shrimp community abundance (Savenkoff et al. 2007b). While there is a large commercial fishery for northern shrimp, *Pandalus borealis*, in the Gulf of St. Lawrence, it is concentrated in the deep waters of the Laurentian and Esquiman channels and therefore not considered in this section.

fluctuations dans le recrutement semblent être des interactions dépendantes de la densité entre les différents stades du cycle de vie, quoique les changements survenus dans les températures de fond et la baisse de la prédation puissent aussi jouer un rôle (Caddy *et al.*, 2005).

Les crabes araignées (*Hyas araneus* et *H. coarctatus*) ont récemment fait l'objet d'une pêche expérimentale dans le sud du golfe. En raison des risques associés à la prise accessoire de crabes des neiges, cette pêche a été limitée à une très petite portion de l'aire de répartition géographique des crabes araignées dans le sud du golfe. On ne fait la distinction entre ces deux espèces dans les relevés annuels que depuis le début des années 2000; les données présentées ici correspondent donc aux tendances relatives de leur abondance combinée. L'indice de la biomasse s'est accru de 1980 jusqu'à la fin de cette même décennie, puis a chuté au début des années 1990 et est resté à un niveau intermédiaire depuis lors (Figure 36).

Près de 20 espèces de crevettes décapodes fréquentent le sud du golfe, bien qu'une identification au niveau de l'espèce n'ait été réalisée que récemment dans les relevés (Squires, 1990). La biomasse de crevettes d'espèces indéterminées s'est accrue de façon continuelle dans le sud du golfe depuis le début des années 1980, et à un rythme accéléré depuis le début des années 1990 (Figure 36). La baisse de la prédation qui a suivi l'effondrement de la population de poissons de fond semble être une explication probable de l'accroissement de l'abondance de *P. borealis* dans le golfe et d'autres écosystèmes (Worm et Myers, 2003) et constitue une hypothèse très plausible pour expliquer l'augmentation de l'abondance de la communauté de crevettes dans le sud du golfe (Savenkoff *et al.*, 2007b). Bien que la pêche commerciale à la crevette nordique, *Pandalus borealis*, soit importante dans le golfe du Saint-Laurent, cette pêche se

The biomass of numerous other invertebrate taxa has also generally increased since the late 1980s (Figure 36). These taxa are from a diversity of taxonomic groups including hermit crabs (*Pagurus sp.*), numerous echinoderms such as starfish (*Asteroidea*), basket stars (*Gorgonocephalidae*) and sea cucumbers (*Holothuroidea*), anemones (*Anthozoa*), sponges (*Porifera*) and the sea potato, *Boltenia sp.* (*Tunicata*). Though the causes of these increases are not well understood, plausible hypotheses include: release from predation by collapsed benthivorous fish populations (e.g., Frid et al. 1999), recovery from past trawling impacts (for reviews on those impacts see Collie et al. 2000, Løkkeborg 2005) given large reductions in trawling effort in the southern Gulf (see section on marine fishes) and responses to changing oceanographic conditions (e.g., Tunberg and Nelson 1998, Schiel et al. 2004, Yeung and McConnaughey 2006).

Large jellyfish, mainly Lion's Mane (*Cyanea capillata*) and *Aurelia sp.*, are captured incidentally in the annual survey. Though the biomass captured varies a lot from year to year, the main trend is increasing. The abundance of jellyfish has increased, sometimes dramatically, in a number of other marine ecosystems (Mills 1995, Arai 2001, Purcell 2005). Hypotheses for these increases include competitive and predation release, climatic changes and eutrophication (e.g., Brodeur et al. 1999, Brodeur et al. 2002, Daskalov 2002, Lynam et al. 2006, Attrill et al. 2007). Though there have been no analyses to date, none of these hypotheses can be ruled out for the apparent increases in the

concentre dans les eaux profondes des chenaux Laurentien et Esquiman; elle n'est donc pas analysée dans la présente section.

La biomasse de nombreux autres taxons d'invertébrés s'est aussi généralement accrue depuis la fin des années 1980 (Figure 36). Ces taxons appartiennent à une diversité de groupes taxonomiques incluant les bernards-l'hermite (*Pagurus* sp.), de nombreux échinodermes tels que les étoiles de mer (*Asteroidea*), les fausses étoiles de mer (*Gorgonocephalidae*) et les concombres de mer (*Holothuroidea*), les anémones (*Anthozoa*), les éponges (*Porifera*) et la patate de mer, *Boltenia* sp. (*Tunicata*). Bien que les causes de ces augmentations ne soient pas bien comprises, les hypothèses plausibles incluent : une prédation moindre en raison de l'effondrement des populations de poissons benthivores (p. ex. Frid *et al.*, 1999), un rétablissement faisant suite aux effets passés du chalutage (pour un examen de ces effets, voir Collie *et al.*, 2000; Løkkeborg, 2005) étant donné les réductions importantes de l'effort de chalutage dans le sud du golfe (voir la section sur les poissons marins) et une réaction aux conditions océanographiques changeantes (p. ex. Tunberg et Nelson, 1998; Schiel *et al.*, 2004; Yeung et McConnaughey, 2006).

De grandes méduses, principalement la méduse à crinière de lion (*Cyanea capillata*) et *Aurelia* sp., sont capturées de façon fortuite dans le relevé annuel. Bien que la biomasse des méduses capturée varie beaucoup d'une année à l'autre, la tendance générale est à la hausse. L'abondance des méduses s'est accrue, quelquefois de façon spectaculaire, dans un certain nombre d'autres écosystèmes marins (Mills, 1995; Arai, 2001; Purcell, 2005). Les hypothèses à l'appui de ces augmentations incluent une baisse de la compétition et de la prédation ainsi que le changement climatique et l'eutrophisation (p. ex. Brodeur *et al.*, 1999; Brodeur *et al.*, 2002; Daskalov, 2002; Lynam *et al.*, 2006;

southern Gulf.

Attrill *et al.*, 2007). Bien qu'aucune analyse n'ait été réalisée jusqu'à présent, aucune de ces hypothèses ne peut être exclue quant aux causes de l'augmentation apparente de la biomasse des méduses dans le sud du golfe.

The northern shortfin squid is a highly migratory species that is distributed in the NW Ocean from the Florida Straits to Newfoundland (Dawe and Hendrickson 1998). A portion of the northern component of the stock occurs in the southern Gulf in the summer. The survey biomass index peaked at the end of the 1970s, a period of overall high stock abundance (Figure 37). A small biomass of shortfin squid was captured annually in the survey from the early 1980s-early 2000s, followed by a small peak in recent years. The distribution and abundance of this short-lived semelparous species are highly influenced by large scale oceanographic factors (Dawe et al. 2007).

L'encornet (ou calmar) nordique (ou rouge boréal) est un grand migrateur dont la répartition s'étend, dans l'Atlantique Nord-Ouest, des détroits de la Floride à Terre-Neuve (Dawe et Hendrickson, 1998). Une partie du composant nordique du stock fréquente le sud du golfe pendant l'été. L'indice de la biomasse établi à partir des relevés a atteint un sommet à la fin des années 1970, qui était une période d'abondance élevée pour l'ensemble du stock (Figure 37). On a mesuré une biomasse faible pour l'encornet nordique d'après les relevés annuels, du début des années 1980 au début des années 2000, laquelle a été suivie par une petite augmentation au cours des dernières années. La répartition et l'abondance de cette espèce sémelpare à vie courte sont hautement tributaires de facteurs océaniques à grande échelle (Dawe *et al.*, 2007).

4.5 SEALS AND WHALES - PHOQUES ET BALEINES

From: Lesage et al. 2007

Tiré de : Lesage *et al.*, 2007

COSEWIC status of the species is provided when available. The terms and risks categories are :

On a indiqué la désignation de l'espèce selon le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) lorsque cette information était disponible. La définition des termes et les catégories de risques sont les suivantes.

Extinct : A species that no longer exists.

Espèce disparue : espèce qui n'existe plus.

Extirpated : A species no longer existing in the wild in Canada, but occurring elsewhere.

Espèce disparue du pays : espèce qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.

Endangered : A species facing imminent extirpation or extinction.

Espèce en voie de disparition : espèce qui risque de disparaître du pays ou de la planète de façon imminente.

Threatened : A species likely to become endangered if limiting factors are not reversed.

Espèce menacée : espèce susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitatifs auxquels elle est exposée ne sont pas inversés.

Special Concern : Those species that are particularly sensitive to human activities or natural events but are not endangered or threatened species.

Espèce préoccupante : espèce qui est particulièrement sensible à l'incidence des activités humaines ou des évènements naturels, mais qui n'est pas en voie de disparition ou menacée.

Not at Risk : A species that has been evaluated and found not to be at risk.

Espèce non en péril : espèce qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître.

Data Deficient : A species for which there is insufficient scientific information to support status designation.

Données insuffisantes : espèce pour laquelle l'information scientifique disponible est insuffisante pour appuyer la désignation.

4.5.1 Seals - Phoques

Six species of seals – the harp, hooded, grey, ringed, bearded and harbour – are found off the Atlantic coast of Canada, although ringed and bearded seals are typically Arctic species. Of the six species, harp and grey seals account for almost all the seals hunted commercially.

Six espèces de phoques – phoques du Groenland, à capuchon, gris, annelé, barbu et commun – fréquentent les eaux de la côte atlantique du Canada, bien que le phoque annelé et le phoque barbu soient des espèces typiquement arctiques. La plupart des phoques qui font l'objet d'une chasse commerciale sont des phoques du Groenland et des phoques gris.

Seals spend most of their time at sea, and mostly underwater. As a result, it is difficult (and usually impossible) to census the whole of a seal population directly. Instead, some more accessible but well-defined component of the population is counted. Three of the species (harp seal, hooded seal and grey seal) aggregate to breed, and their pups remain on the land or ice where they are born over a number of days or weeks. The pup component of their populations has traditionally been censused. Although harbour seals also aggregate to breed, their pups are often born on intertidal rocks or sandbanks, so they spend some of their time in the water from birth. For this species, a different component of the population, usually the number of seals hauled out during the

Les phoques passent la plupart de leur temps en mer et surtout sous l'eau. Il est donc difficile (voire habituellement impossible) de dénombrer directement une population entière de phoque. On dénombre plutôt un composant de la population qui est à la fois plus accessible et bien défini. Trois des espèces étudiées (phoque du Groenland, phoque à capuchon et phoque gris) se rassemblent pour se reproduire, et leurs petits restent un certain nombre de jours ou de semaines sur terre ou sur la banquise où ils sont nés. C'est donc ce composant, à savoir le nombre de petits de chacune des populations de phoques, qui a traditionnellement été recensée. Bien que les phoques communs se rassemblent eux aussi pour se reproduire, leurs petits

annual moult in July or August, must be censused.

naissent souvent sur des rochers ou des bancs de sable intertidaux; ils passent donc une partie de leur temps dans l'eau dès leur naissance. Un composant différent de la population, habituellement le nombre de phoques présents aux échoueries pendant la mue annuelle en juillet ou en août, doit donc être dénombré pour cette espèce.

Harp Seals - Phoque du Groenland (*Phoca groenlandica*)

The harp seal is a highly migratory, pelagic phocid that summers in the High Arctic, and winters off the northern Newfoundland and Labrador coasts as well as in the Estuary and Gulf of St. Lawrence (Hammill and Stenson 2000, Lacoste and Stenson 2000, Lavigueur et al. 1993, Sergeant 1991). Part of the population enters the Gulf in late November or December to feed in the Estuary or the Gulf of St. Lawrence (Beck et al. 1993, Lavigueur et al. 1993, Murie and Lavigne 1986, Ronald and Dougan 1982, Sergeant 1976, Sergeant 1991). Harp seals whelp on the pack ice in the southern Gulf near the Magdalen Islands and Prince Edward Island, in the northeastern Gulf (Mecatina Patch) and off the northeast coast of Newfoundland (The Front), and normally leave the Gulf by the end of May (Mansfield 1967b, Sergeant 1976, Sergeant 1982b, Sergeant 1991). The harp seal is the most abundant pinniped in Atlantic Canada with an estimated population of 5.8 million animals, of which approximately one third are produced in the Gulf (Hammill and Stenson 2005, Stenson et al. 2005). This species is on the low priority candidat of the COSEWIC list.

Le phoque du Groenland est un phocidé pélagique grand migrateur qui passe ses étés dans le Haut-Arctique et ses hivers au large des côtes nord de Terre-Neuve et du Labrador ainsi que dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Hammill et Stenson, 2000; Lacoste et Stenson, 2000; Lavigueur *et al.*, 1993; Sergeant, 1991). Une partie de la population de phoques du Groenland entre dans le golfe à la fin novembre ou en décembre afin de venir s'alimenter dans l'estuaire ou dans le golfe du Saint-Laurent (Beck *et al.*, 1993; Lavigueur *et al.*, 1993; Murie et Lavigne, 1986; Ronald et Dougan, 1982; Sergeant, 1976, Sergeant, 1991). Les phoques du Groenland mettent bas sur la banquise dans le sud du golfe près des Îles-de-la-Madeleine et de l'Île-du-Prince-Édouard, dans le nord-est du golfe (aire de mise bas de Mécatina) et au large de la côte nord-est de Terre-Neuve (région du Front) et ils quittent le golfe d'ordinaire à la fin de mai (Mansfield, 1967b; Sergeant, 1976; Sergeant, 1982b; Sergeant, 1991). Le phoque du Groenland est le pinnipède le plus abondant au Canada atlantique; la taille de sa population est estimée à 5,8 millions d'individus, et approximativement le tiers de ces derniers naissent dans le golfe (Hammill et Stenson, 2005; Stenson *et al.*, 2005). Cette espèce figure en bas de l'échelle dans la liste des espèces prioritaires du COSEPAC.

Grey Seals - Phoque gris (*Halichoerus grypus*)

The grey seal inhabits continental shelf waters throughout the year in the Northwest Atlantic (Bowen et al. 2006, Goulet et al. 2001, Harvey 2007). This species is believed to enter the St. Lawrence Estuary in April-May possibly to moult, then mainly to feed, and to leave the area sometime during the autumn to breed in the southern Gulf of St. Lawrence, on the Scotian Shelf at Sable Island, or in Maine and Massachusetts (Beck et al. 2003, Hammill and Gosselin 2005, Lavigueur et al. 1993, Lavigueur and Hammill 1993, Mansfield and Beck 1977, Stobo et al. 1990, Waring et al. 2007). Grey seals represent the second most abundant pinniped species in the Gulf of St. Lawrence, with an estimated 52 000 individuals entering the Gulf to reproduce in 2004, or approx. 20% of the total population of the Northwest Atlantic, based on pup counts in whelping areas (Bowen et al. 2007, Hammill and Gosselin 2005, Trzcinski et al. 2006). Both Sable Island and southern Gulf of St. Lawrence grey seals occupy the Estuary and Gulf during the ice-free period, but the number of individuals present in the St. Lawrence system during that period, although in the thousands, remains uncertain (Bowen et al. 2007, Robillard et al. 2005). COSEWIC status (QC, NB, PE, NS, NL, Atlantic Ocean): Not at risk (April 1999). The population is now over 200 000 and is increasing at about 12% per year.

Le phoque gris fréquente toute l'année les eaux du plateau continental de l'Atlantique Nord-Ouest (Bowen *et al.*, 2006; Goulet *et al.*, 2001; Harvey, 2007). On estime que cette espèce entre dans l'estuaire du Saint-Laurent en avril ou en mai, probablement pour muer puis surtout pour se nourrir, et qu'elle quitte la région au cours de l'automne afin d'aller se reproduire dans le sud du golfe du Saint-Laurent, sur le plateau néo-écossais près de l'île de Sable ou, encore, au Maine et au Massachusetts (Beck *et al.*, 2003; Hammill et Gosselin, 2005; Lavigueur *et al.*, 1993; Lavigueur et Hammill, 1993; Mansfield et Beck, 1977; Stobo *et al.*, 1990; Waring *et al.*, 2007). Dans le golfe du Saint-Laurent, le phoque gris vient au deuxième rang des espèces de pinnipèdes les plus abondantes, avec une population estimée à 52 000 individus entrant dans le Golfe pour se reproduire en 2004, soit environ 20 % de la population totale de l'Atlantique Nord-Ouest sur la base du dénombrement des petits effectué dans les zones de mise bas (Bowen *et al.*, 2007; Hammill et Gosselin, 2005; Trzcinski *et al.*, 2006). Les phoques gris qui fréquentent le secteur de l'île de Sable et du sud du golfe du Saint-Laurent se retrouvent dans l'estuaire et dans le golfe pendant l'interglaciel, mais leur nombre dans le système du Saint-Laurent à cette période de l'année, même s'il s'agit de milliers d'individus, demeure incertain (Bowen *et al.*, 2007; Robillard *et al.*, 2005). Désignation selon le COSEPAC (Qc, N.-B., Î.-P.-É., N.-É, T.-N.-L., océan Atlantique) : espèce non en péril (avril 1999). La population de phoques gris excède actuellement 200 000 individus et s'accroît à un rythme d'environ 12 % par année.

Harbour seals - Phoque commun (*Phoca vitulina concolor*)

The harbour seal is a coastal phocid that inhabits temperate and Arctic waters of the northern hemisphere (Boulva and McLaren

Le phoque commun est un phocidé qui fréquente les eaux des côtes tempérées et arctiques de l'hémisphère Nord (Boulva et

1979, Mansfield 1967a, Mansfield 1967b). This species is believed to be relatively sedentary throughout the year, although long-distance migrations have been documented among adults of this species (Bjørge et al. 1995, Gjertz et al. 2001, Harvey 1987, Lesage et al. 2004, Lowry et al. 2001, Pitcher and McAllister 1981, Stewart and Yochem 1994, Thompson et al. 1996, Thompson et al. 1998). The species occurs in both the Estuary and Gulf of St. Lawrence throughout the year (Lesage et al. 2004). In Atlantic Canada, trends in harbour seal numbers are largely undocumented, but this species is considered the least abundant of the pinnipeds, with an estimated total population size of approx. 10 000–15 000 individuals (Boulva and McLaren 1979, Bowen et al. 2003, Fowler and Stobo 2005, Gilbert et al. 2005, Hammill and Stenson 2000, Robillard et al. 2005, Sjare et al. 2005, Waring et al. 2007). Although total population size and its relative distribution remain highly uncertain, the St. Lawrence might support approximately 4000–5000 harbour seals or a third of the total population, of which approximately 75–80% would occur in the Gulf of St. Lawrence (Robillard et al. 2005, Smith 2006). COSEWIC status (NU, MB, ON, QC, NB, PE, NS, NL, Arctic Ocean, Atlantic Ocean): Not at risk (Novembrer 2007). The total population has not been estimated, and analyses have not been undertaken to determine whether there is significant subpopulation structure. Overall the subspecies is common and believed to be adaptable to change.

McLaren, 1979; Mansfield, 1967a; Mansfield, 1967b). L'espèce semble relativement sédentaire tout au long de l'année, bien qu'on ait observé des adultes ayant effectué des migrations sur de longues distances (Bjørge *et al.*, 1995; Gjertz *et al.*, 2001; Harvey, 1987; Lesage *et al.*, 2004; Lowry *et al.*, 2001; Pitcher et McAllister, 1981; Stewart et Yochem, 1994; Thompson *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 1998). Elle est présente tout au long de l'année à la fois dans l'estuaire et dans le golfe du Saint-Laurent (Lesage *et al.*, 2004). Au Canada atlantique, les tendances concernant le nombre de phoques communs sont dans l'ensemble non documentées, et l'espèce est considérée comme étant le pinnipède le moins abondant, avec une population totale estimée de 10 000 à 15 000 individus environ (Boulva et McLaren, 1979; Bowen *et al.*, 2003; Fowler et Stobo, 2005; Gilbert *et al.*, 2005; Hammill et Stenson, 2000; Robillard *et al.*, 2005; Sjare *et al.*, 2005; Waring *et al.*, 2007). Bien que la taille totale de cette population et sa répartition relative soient très incertaines, on estime que le Saint-Laurent pourrait accueillir de 4 000 à 5 000 phoques communs, soit un tiers de la population totale, dont une proportion d'environ 75 à 80 % fréquenterait le golfe (Robillard *et al.*, 2005; Smith, 2006). Désignation selon le COSEPAC (Nt, Man, Ont., Qc, N.-B., Î.-P.-É., N.-É., T.-N.-L, océan Arctique, océan Atlantique) : espèce non en péril (novembre 2007). La population totale de phoques communs n'a pas été estimée, et aucune analyse n'a été entreprise pour déterminer s'il existe une structuration marquée des sous-populations. Dans l'ensemble, la sous-espèce est commune, et on estime qu'elle peut s'adapter au changement.

Hooded Seals - Phoque à capuchon (*Cystophora cristata*)

The hooded seal is a highly migratory pelagic phocid, which summers in the Arctic and migrates to eastern Canada to spend the winter (Lavigne and Kovacs

Le phoque à capuchon est un phocidé pélagique qui effectue de longues migrations entre ses aires estivales dans l'Arctique et l'est du Canada, où il passe

1988, Reeves and Ling 1981). Hooded seals form a single population (Coltman et al. 2007). In the Northwest Atlantic, hooded seals whelp on the pack ice in three main regions, i.e., Davis Strait, off the northeastern Newfoundland coast and in the Gulf of St. Lawrence (Bowen et al. 1987, Hammill et al. 1992, Sergeant 1974, Stenson et al. 1997). The hooded seal population was estimated at nearly 600 000 individuals in 2005, of which a variable, but relatively low proportion reproduced in the Gulf (Hammill and Stenson 2006). COSEWIC status (Arctic Ocean, Atlantic Ocean): Not at risk (April 1986). Evidence suggests that the population size of this species is at or above historical levels and is increasing.

l'hiver (Lavigne et Kovacs, 1988; Reeves et Ling, 1981). On n'observe qu'une seule population de phoques à capuchon (Coltman *et al.*, 2007). Dans le nord-ouest de Atlantique, l'espèce a trois principales zones de mise bas sur la banquise : dans le détroit de Davis, au large de la côte nord-est de Terre-Neuve et dans le golfe du Saint-Laurent (Bowen *et al.*, 1987; Hammill *et al.*, 1992; Sergeant, 1974; Stenson *et al.*, 1997). Selon les estimations, la population de phoque à capuchon atteignait près de 600 000 individus en 2005, et un pourcentage variable, bien que relativement faible, de ces derniers se reproduisaient dans le golfe (Hammill et Stenson, 2006). Désignation selon le COSEPAC (océan Arctique, océan Atlantique) : espèce non en péril (avril 1986). Les données semblent indiquer que la taille de la population de cette espèce a atteint ou dépasse son plus haut niveau historique et qu'elle est en croissance.

4.5.2 Whales - Baleines

Beluga whale - Béluga (*Delphinapterus leucas*)

The beluga whale is an Arctic species, which is at its southern limit of distribution in the St. Lawrence Estuary (O'Corry-Crowe 2002). The species is migratory, but the extent of its seasonal movements varies greatly among populations (e.g., Kingsley et al. 2001, Lydersen et al. 2001, Richard et al. 2001a, Richard et al. 2001b, Suydam et al. 2001). Beluga whales in the St. Lawrence appear relatively sedentary, with a proportion of the population remaining in the Estuary throughout the year (Pippard and Malcolm 1978, Sears and Williamson 1982). Nevertheless, some seasonal expansion and compression of the population distribution have been documented, including the migration of an unknown proportion of the population into the Gulf of St. Lawrence during winter (Boivin and INESL 1990, Kingsley 1998a, Michaud et al. 1990, Michaud 1993,

Le béluga est une espèce arctique qui se trouve à la limite sud de son aire de répartition dans l'estuaire du Saint-Laurent (O'Corry-Crowe, 2002). Bien que l'espèce soit migratoire, l'étendue des déplacements saisonniers varie beaucoup entre les populations (p. ex. Kingsley *et al.*, 2001; Lydersen *et al.*, 2001; Richard *et al.*, 2001a; Richard *et al.*, 2001b; Suydam *et al.*, 2001). Les bélugas du Saint-Laurent semblent relativement sédentaires, une proportion de leur population demeurant dans l'estuaire tout au long de l'année (Pippard et Malcolm, 1978; Sears et Williamson, 1982). Néanmoins, un certain taux d'expansion et de compression saisonnières de l'aire de répartition de la population a été documenté, y compris la migration d'une proportion indéterminée de la population vers les eaux du golfe du Saint-Laurent au cours de l'hiver (Boivin et

Michaud and Chadenet 1990, Pippard and Malcolm 1978, Sergeant 1986, Vladykov 1944).

According to repeated systematic surveys, the St. Lawrence beluga population has been stable since 1988 at approximately 1 000–1 200 individuals (Kingsley 1998a, Kingsley 2001, Michaud and Béland 2001, see also Gosselin et al. 2001, Gosselin et al. 2007). COSEWIC status (St. Lawrence River population): Threatened (May 2004). Aerial surveys since 1973 suggest that the decline has ceased, but do not provide clear evidence of a significant increase in numbers. Levels of many contaminants remain high in beluga tissues. The whales and their habitat are threatened by contaminants, vessel traffic, and industrialization of the St. Lawrence watershed.

INESL, 1990; Kingsley, 1998a; Michaud *et al.*, 1990; Michaud, 1993; Michaud et Chadenet, 1990; Pippard et Malcolm, 1978; Sergeant, 1986; Vladykov, 1944).

Selon des relevés systématiques répétés, la population de béluga du Saint-Laurent est stable depuis 1988 et compte de 1 000 à 2 000 individus (Kingsley, 1998a; Kingsley, 2001; Michaud et Béland, 2001; voir aussi Gosselin *et al.*, 2001, et Gosselin *et al.*, 2007). Désignation selon le COSEPAC (population du fleuve Saint-Laurent) : espèce menacée (mai 2004). Les relevés aériens effectués depuis 1973 laissent sous-entendre que le déclin de la population a cessé, mais ils ne fournissent pas de signes clairs indiquant un accroissement du nombre d'individus. Les concentrations de nombreux contaminants restent élevées dans les tissus des bélugas. Les bélugas et leur habitat sont menacés par les contaminants, le trafic maritime et l'industrialisation du bassin hydrographique du Saint-Laurent.

Blue whale - Rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*)

Blue whales in the North Atlantic inhabit coastal and offshore waters from high latitudes during the feeding season (Ingebrigtsen 1929, Jonsgård 1955, Jonsgård 1966). During the ice-free period in the northwest Atlantic, they are reported regularly in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, sporadically off Labrador and Newfoundland and on the Scotian Shelf, and occasionally in the Gulf of Maine (Doniol- Valcroze et al. 2007, Edds and Macfarlane 1987, Hooker et al. 1999, Kingsley and Reeves 1998, Lavigueur et al. 1993, Lawson 2003, Pippard and Malcolm 1978, Ramp et al. 2006, Sears et al. 1990, Sears and Williamson 1982, Sergeant 1966, Sutcliffe and Brodie 1977, Wenzel et al. 1988). Little is known about the winter distribution of blue whales in the North Atlantic, but historical as well as recent data suggest that at least some blue whales occur at lower latitudes at that time (reviewed in National Marine Fisheries Service (NMFS) 1998, Sears and

Le rorqual bleu de l'Atlantique Nord fréquente des eaux côtières et extracôtières situées à des latitudes élevées durant la saison d'alimentation (Ingebrigtsen, 1929; Jonsgård, 1955; Jonsgård, 1966). Pendant les mois sans glace dans le nord-ouest de l'Atlantique, on peut l'observer sur une base régulière dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et sur une base sporadique au large de Terre-Neuve-et-Labrador et sur le plateau écossais de même que, à l'occasion, dans le golfe du Maine (Doniol-Valcroze *et al.*, 2007; Edds et Macfarlane, 1987; Hooker *et al.*, 1999; Kingsley et Reeves, 1998; Lavigueur *et al.*, 1993; Lawson, 2003; Pippard et Malcolm, 1978; Ramp *et al.*, 2006; Sears *et al.*, 1990; Sears et Williamson, 1982; Sergeant, 1966; Sutcliffe et Brodie, 1977; Wenzel *et al.*, 1988). On connaît peu de choses sur la répartition hivernale de l'espèce dans l'Atlantique Nord, mais les données historiques et récentes laissent sous-entendre qu'au

Calambokidis 2002, see also Reeves et al. 2004b). Winter reports from different areas of the Estuary and northern Gulf of St. Lawrence, and from southern Newfoundland and St Georges Bay in southwest Newfoundland indicate that a proportion of the population remains at our latitude and in the study area throughout the year (Gosselin and Lawson 2004, Lavigueur et al. 1993, Mitchell 1975b, Sears and Calambokidis 2002, Sears and Williamson 1982, Sergeant 1982b, Stenson et al. 2003b, Stenson et al. 2003a GREMM, unpubl. archived data, available at www.baleinesendirect.net). Blue whales in the Northwest Atlantic appear to form a single population, although the distribution range of this population and existence of others in the North Atlantic are not entirely resolved (Clark 1994, National Marine Fisheries Service (NMFS) 1998, Reeves et al. 2004b, Sears et al. 1990, Sears and Calambokidis 2002, Sears and Larsen 2002, Wenzel et al. 1988). There exists no recent estimates of abundance for blue whales in the northwest Atlantic, but it was felt unlikely by the scientific committee of the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) that more than a few hundreds of individuals remained in this population (COSEWIC 2002, Hammond et al. 1990, Mitchell 1974a, Sears and Calambokidis 2002, Sergeant 1982b).

The Estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence yielded the largest number of recent reports for this species, with 20 to 105 positively identified individuals per year (Sears and Calambokidis 2002). Although the distribution of recent sightings result from the greater effort made in the latter regions (Doniol-Valcroze et al. 2007, Sears et al. 1990), sporadic efforts in other

moins quelques individus fréquentent des latitudes moins élevées à cette période de l'année (données examinées dans National Marine Fisheries Service [NMFS], 1998; Sears et Calambokidis, 2002; voir aussi Reeves *et al.*, 2004b). L'existence d'observations hivernales provenant de différents secteurs de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent ainsi que des eaux du sud de Terre-Neuve et de la baie St- Georges indique qu'une proportion de la population demeure à nos latitudes et dans la zone à l'étude tout au long de l'année (Gosselin et Lawson, 2004; Lavigueur *et al.*, 1993; Mitchell, 1975b; Sears et Calambokidis, 2002; Sears et Williamson, 1982; Sergeant, 1982b; Stenson *et al.*, 2003b; Stenson *et al.*, 2003a; GREMM, données d'archives non publiées, disponibles sur le site : www.baleinesendirect.net). Les rorquals bleus de l'Atlantique Nord semblent appartenir à une population unique bien que la répartition de celle-ci et la présence d'autres populations de cette espèce dans l'Atlantique Nord soulèvent des questions qui ne sont pas complètement résolues (Clark, 1994; National Marine Fisheries Service [NMFS], 1998; Reeves *et al.*, 2004b; Sears *et al.*, 1990; Sears et Calambokidis, 2002; Sears et Larsen, 2002; Wenzel *et al.*, 1988). Il n'existe aucune estimation récente de l'abondance de rorquals bleus dans le nord-ouest de l'Atlantique, mais le comité scientifique du COSEPAC estime qu'il est improbable qu'il reste plus de quelques centaines d'individus de cette population (COSEPAC, 2002; Hammond *et al.*, 1990; Mitchell, 1974a; Sears et Calambokidis, 2002; Sergeant, 1982b).

Le plus grands nombre d'observations récentes de cette espèce proviennent de l'estuaire et du nord-ouest du golfe du Saint-Laurent, avec un nombre d'individus identifiés avec certitude variant entre 20 et 105 par année (Sears et Calambokidis, 2002). Bien que la répartition des observations récentes soit attribuable à un plus grand effort d'observation consenti

areas of the Northwest Atlantic have failed to detect substantial numbers of blue whales (CETAP 1982, Gosselin and Lawson 2004, Hooker et al. 1999, Larsen et al. 1989, Palka 2006, J. Lawson, DFO, unpubl. data). COSEWIC status (Atlantic Ocean): Endangered (May 2002).

dans ces régions (Doniol-Valcroze *et al.*, 2007; Sears *et al.*, 1990), les efforts sporadiques déployés dans d'autres secteurs du nord-ouest de l'Atlantique n'ont pas permis la détection d'un nombre important de rorquals bleus (CETAP, 1982; Gosselin et Lawson, 2004; Hooker *et al.*, 1999; Larsen *et al.*, 1989; Palka, 2006; J. Lawson, MPO, données non publiées). Désignation selon le COSEPAC (océan Atlantique) : espèce en péril (mai 2002).

Fin whale - Rorqual commun (*Balaenoptera physalus*)

Fin whales occur in most oceans of the world, usually in temperate or polar regions and less commonly, in tropical waters (Aguilar et al. 2002, Jonsgård 1966). In the Northwest Atlantic, the species is distributed from Cape Hatteras in the south to northern Davis Strait in the north, and encompasses in its range the Estuary and Gulf of St. Lawrence (reviewed in Sergeant 1977, see also COSEWIC 2005, Doniol-Valcroze et al. 2007, Edds and Macfarlane 1987, Giard et al. 2001, Hay 1982, Lavigueur et al. 1993, Mitchell 1974b, Sears and Williamson 1982, Sergeant 1966, Tournois 2003, True 1904). Fin whales likely constitute several stocks in the North Atlantic, but their exact number and range remain unresolved (Bérubé et al. 2001, Coakes et al. 2005, Donovan 1991, Mitchell 1974a, Sergeant 1966, Sergeant 1977, Waring et al. 2007). Genetic analyses and photo-identification work suggest that fin whales occurring in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, and those found on the Scotian Shelf, in the Bay of Fundy and possibly in the Gulf of Maine, may belong to the same stock (Bérubé et al. 2001, Coakes et al. 2005, R. Sears, unpubl. data, cited in COSEWIC 2005). Fin whales in eastern Newfoundland might be part of a distinct stock (Brodie 1975, Mitchell 1974a, Sergeant 1966, Sergeant 1977). The distribution of fin whales across a wide range of latitudes throughout the year, and the failure to detect calving or breeding wintering grounds, suggest that migration

Les rorquals communs se rencontrent dans la plupart des océans du monde, habituellement dans les régions tempérées ou polaires ainsi que, moins souvent, dans les eaux tropicales (Aguilar *et al.*, 2002; Jonsgård, 1966). Dans le nord-ouest de l'océan Atlantique, l'espèce est présente du cap Hatteras, au sud, jusqu'au nord du détroit de Davis, au nord, et sa répartition englobe l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (données examinées dans Sergeant, 1977; voir aussi COSEPAC, 2005; Doniol-Valcroze *et al.*, 2007; Edds et Macfarlane, 1987; Giard *et al.*, 2001; Hay, 1982; Lavigueur *et al.*, 1993; Mitchell, 1974b; Sears et Williamson, 1982; Sergeant, 1966; Tournois, 2003; True, 1904). Il existe probablement plusieurs stocks de rorquals communs dans l'Atlantique Nord, mais leur nombre exact et leur répartition demeurent inconnus (Bérubé *et al.*, 2001; Coakes *et al.*, 2005; Donovan, 1991; Mitchell, 1974a; Sergeant, 1966; Sergeant, 1977; Waring *et al.*, 2007). Les travaux effectués dans les domaines de l'analyse génétique et de la photo-identification laissent sous-entendre que les rorquals communs observés dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, de même que ceux que l'on retrouve sur le plateau néo-écossais, dans la baie de Fundy et, possiblement, ceux signalés dans le golfe du Maine, pourraient provenir du même stock (Bérubé *et al.*, 2001; Coakes *et al.*, 2005; R. Sears, données non publiées, citées dans COSEPAC, 2005). Les rorquals communs présents

patterns, at least in the North Atlantic, are complex (CETAP 1982, Clark 1995, Jonsgård 1966, Kellogg 1929, Sergeant 1966, Sergeant 1977, reviewed in Aguilar et al. 2002, Waring et al. 2007). One plausible suggestion has been that fin whales perform north-south seasonal migrations, with fin whales of a northern stock occupying summer grounds left empty by the southern migration of a southern stock during winter (CETAP 1982, Kellogg 1929, Mitchell 1974a, Sergeant 1977). An alternative or other component of their seasonal migratory pattern, which is also plausible, is the migration of a number of fin whales to offshore waters during winter (Aguilar et al. 2002, Clark 1995, Sergeant 1977). This suggestion is supported by the observation of a reduced number of fin whales on the continental shelf in November to May compared to more seaward waters in the Northwest Atlantic (Slijper et al. 1964, cited in Sergeant 1977).

dans les eaux à l'est de Terre-Neuve pourraient appartenir à un stock distinct (Brodie, 1975; Mitchell, 1974a; Sergeant, 1966; Sergeant, 1977). La répartition de cette espèce sous un large éventail de latitudes tout au long de l'année et l'impossibilité de détecter des lieux d'alimentation ou de mise bas hivernaux donnent à penser que les habitudes migratoires de l'espèce sont complexes, du moins dans l'Atlantique Nord (CETAP, 1982; Clark, 1995; Jonsgård, 1966; Kellogg, 1929; Sergeant, 1966; Sergeant, 1977, données examinées dans Aguilar *et al.*, 2002; Waring *et al.*, 2007). Une des explications plausibles serait que les rorquals communs effectuent des migrations saisonnières du nord au sud, les individus du stock du nord occupant les aires d'été laissés à l'abandon par le stock du sud, lequel migre lui-même plus au sud pendant la saison hivernale (CETAP, 1982; Kellogg, 1929; Mitchell, 1974a; Sergeant, 1977). Une autre possibilité, ou autre composante de leurs habitudes migratoires saisonnières, qui est aussi plausible est la migration d'un certain nombre d'individus vers les eaux du large pendant la saison hivernale (Aguilar *et al.*, 2002; Clark, 1995; Sergeant, 1977). Cette proposition s'appuie sur l'observation d'un nombre réduit de rorquals communs entre novembre et mai dans le secteur du plateau continental par rapport au nombre observé dans des eaux situées plus au large dans le nord-ouest de l'Atlantique (Slijper *et al.*, 1964, cité dans Sergeant, 1977).

There exists several abundance estimates for different portions of the range of the species in the Northwest Atlantic (reviewed in COSEWIC 2005, Waring et al. 2007). The species would number in the low thousands in eastern U.S. and Nova Scotia (point estimate of approx. 2 800 ind., Palka 2006, Waring et al. 2007), between 4 000 and 8 000 in Newfoundland and Labrador (Mitchell 1974a, but see also Lawson 2006) and in the low hundreds in the Gulf of St. Lawrence (Kingsley and Reeves

Il existe plusieurs estimations de l'abondance selon les différents secteurs de l'aire de répartition de l'espèce dans le nord-ouest de l'Atlantique (données examinées dans COSEPAC, 2005; Waring *et al.*, 2007). La population se chiffrerait à quelques milliers d'individus à peine à l'est de la Nouvelle-Écosse et des côtes américaines (estimation ponctuelle d'environ 2 800 individus, Palka, 2006; Waring *et al.*, 2007), entre 4 000 et 8 000 individus dans les eaux de Terre-

1998, Mitchell 1972). The most recent estimate for the Gulf of St. Lawrence (347 ind.) was uncorrected for visibility biases and was qualified as unreliable by the authors due to the small number of sightings. COSEWIC status (Atlantic population): Special concern (May 2005). The whales face a number of current threats including ship strikes and entanglement in fishing gear, but none is believed to seriously threaten the population.

Neuve et Labrador (Mitchell, 1974a; voir aussi Lawson, 2006) et à tout juste quelques centaines d'individus dans le golfe du Saint-Laurent (Kingsley et Reeves, 1998; Mitchell, 1972). L'estimation la plus récente dont on dispose pour le golfe du Saint-Laurent (347 individus) n'a pas été corrigée pour tenir compte du biais relatif à la visibilité et a été jugée non fiable par les chercheurs en raison du petit nombre d'observations. Désignation selon le COSEPAC (population de l'Atlantique) : population préoccupante (mai 2005). Les rorquals font face à de nombreuses menaces actuelles, y compris les collisions avec des navires et l'enchevêtrement dans des engins de pêche, mais on estime qu'aucune de ces menaces ne constitue un danger sérieux pour la population.

Humpback whale - Rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*)

The humpback whale is a highly migratory species, which is distributed in all oceans of the world (Clapham 2002, see also Reeves et al. 2004b). In the Northwest Atlantic, its range extends from Labrador, Davis Strait and West Greenland south to the West Indies, and includes the Estuary and Gulf of St. Lawrence (Doniol-Valcroze et al. 2007, Edds and Macfarlane 1987, Katona and Beard 1990, Lynch 1987, Sergeant 1966, Smith et al. 1999, Tournois 2003, Whitehead 1987). The species generally migrates between temperate- to high-latitude summer feedings grounds and low latitude winter breeding and calving areas. Nevertheless, some individuals are observed at temperate to high latitudes throughout the year, suggesting either differences in the timing of migrations or individual variability in seasonal migration patterns (Barco et al. 2002, Brown et al. 1995, Clapham et al. 1993, Craig and Herman 1997, Ingebrigtsen 1929, Laerm et al. 1997, Sergeant 1966, Stevick et al. 2003a, Swingle et al. 1993, Whitehead et al. 1982, Wiley et al. 1995). Stock structure has not been completely resolved for humpback whales in the North Atlantic, as there

Le rorqual à bosse, un grand migrateur, fréquente tous les océans du monde (Clapham, 2002; voir aussi Reeves *et al.*, 2004b). Dans le nord-ouest de l'Atlantique, sa répartition s'étend de la zone englobant le Labrador, le détroit de Davis et les eaux au large de la partie ouest du Groenland jusqu'aux Indes occidentales, au sud, et inclut l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Doniol-Valcroze *et al.*, 2007; Edds et Macfarlane, 1987; Katona et Beard, 1990; Lynch, 1987; Sergeant, 1966; Smith *et al.*, 1999; Tournois, 2003; Whitehead, 1987). L'espèce effectue généralement des migrations entre les aires d'alimentation situées sous des latitudes allant de moyennes à élevées et les aires d'hivernage et de mise bas situées sous de basses latitudes. Néanmoins, certains individus sont observés toute l'année sous des latitudes allant de moyennes à élevées, ce qui semble indiquer qu'il existe soit des différences dans le moment des migrations soit une variabilité individuelle dans le habitudes de migration saisonnière (Barco *et al.*, 2002; Brown *et al.*, 1995; Clapham *et al.*, 1993; Craig et Herman,1997; Ingebrigtsen, 1929; Laerm *et al.*, 1997; Sergeant, 1966; Stevick *et al.*,

seems to be some sharing of breeding/calving areas among the feeding stocks, and relatively strong fidelity to feeding areas, though some movements among feeding areas have been documented (reviewed in COSEWIC 2003b, see also Stevick et al. 2006). Humpback whales from the Gulf of St. Lawrence would be part of the eastern Canada feeding aggregation (Stevick et al. 2006).

2003a; Swingle *et al.*, 1993; Whitehead *et al.*, 1982; Wiley *et al.*, 1995). La structure des stocks de rorquals à bosse de l'Atlantique Nord n'a pas été entièrement élucidée puisqu'il semble y avoir un certain partage des aires d'élevage et de mise bas entre les stocks qui se nourrissent dans des aires différentes, tandis que la fidélité aux aires d'alimentation est très forte; mentionnons que certains déplacements entre les aires d'alimentation ont néanmoins été documentés (données examinées dans COSEPAC, 2003b; voir aussi Stevick *et al.*, 2006). Les rorquals à bosse du golfe du Saint-Laurent feraient partie de l'agrégation d'alimentation de l'est du Canada (Stevick *et al.*, 2006).

There exists a number of estimates of abundance for various areas in the North Atlantic, including an estimate of approx. 11 000 individuals for the entire North Atlantic, and an estimate of approx. 2 500 individuals for the Canadian waters, both of which are suspected to be negatively biased (reviewed in Whitehead 1987, COSEWIC 2003b, see also Anonymous 2001, Smith et 15 al. 1999, Stevick et al. 2003b). The proportion of animals occurring in the Gulf of St. Lawrence is unknown (Kingsley and Reeves 1998).

Il existe un certain nombre d'estimations de l'abondance pour différents secteurs de l'Atlantique Nord, dont une chiffrant la population de rorqual à bosse de tout l'Atlantique Nord à environ 11 000 individus et une autre chiffrant à environ 2 500 le nombre d'individus de cette espèce présents dans les eaux canadiennes; on soupçonne toutefois ces deux estimations d'être négativement biaisées (données examinées dans Whitehead, 1987; COSEPAC, 2003b; voir aussi Anonyme, 2001; Smith *et 15 al.*, 1999; Stevick *et al.*, 2003b). La proportion d'individus qui habitent le golfe du Saint-Laurent est inconnue (Kingsley et Reeves, 1998).

Minke whale - Petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*)

The minke whale is found in all oceans of the world from tropical to polar regions (Brownell et al. 2000). In the northern hemisphere, the species is believed to undertake seasonal migrations between northern feeding grounds and southern calving grounds, although the location of the latter is poorly known. In the Northwest Atlantic, minke whales range from Davis Strait and Baffin Bay during summer, south to at least the Carribean during winter (Mitchell 1991, Stewart and Leatherwood 1985). However, winter sightings off the east and south shores of Newfoundland

Le petit rorqual fréquente tous les océans du monde, des régions tropicales aux régions polaires (Brownell *et al.*, 2000). On estime que la population de petit rorqual de l'hémisphère Nord effectue des migrations saisonnières entre ses aires d'alimentation, situées au nord, et ses aires de mise bas, situées au sud, bien que ces dernières n'aient pas été localisées avec précision. Dans le nord-ouest de l'Atlantique, la répartition de cette espèce s'étend depuis le détroit de Davis et la terre de Baffin pendant l'été et descend au sud jusqu'au moins à la

suggest that some individuals might remain at our latitude throughout the year (Lynch 1987, Sergeant 1963). Minke whales are ubiquitous off the east coast of Canada and the eastern U.S., and occur in both the Estuary and Gulf of St. Lawrence usually as singletons (Abraham and Lim 1990, Edds and Macfarlane 1987, Kingsley and Reeves 1998, Lavigueur et al. 1993, Lynch 1987, Mitchell 1975b, Mitchell and Kozicki 1975, Mitchell 1991, Palka 2006, Perkins and Whitehead 1977, Pippard and Malcolm 1978, Sears and Williamson 1982, Sergeant 1963, Tournois 2003).

The Canadian east Coast stock of minke whales is estimated at approximately 4 000 individuals (not corrected for detectability and availability biases), a quarter or more of which would occur in the Gulf of St. Lawrence (Kingsley and Reeves 1998, Waring et al. 2007). There exists no reliable estimate for the abundance of minke whales in the St. Lawrence Estuary. COSEWIC status (Atlantic population): Not at risk (April 2006). Although the hunt in West Greenland may involve the same stock that occurs in eastern Canadian waters, recent and current removals are likely sustainable, given that the annual catch quota is 175, representing an offtake of ca. 0.01, which does not exceed replacement. Human-caused mortality from other potential threats does not exceed replacement.

hauteur des Caraïbes pendant l'hiver (Mitchell, 1991; Stewart et Leatherwood, 1985). Cependant, les observations faites pendant la saison hivernale au large des côtes est et sud de Terre-Neuve semblent indiquer qu'un certain nombre d'individus pourraient demeurer sous nos latitudes tout au long de l'année (Lynch, 1987; Sergeant, 1963). Le petit rorqual est une espèce omniprésente au large de la côte est du Canada et des États-Unis et il fréquente à la fois l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, où il est le plus souvent observé seul (Abraham et Lim, 1990; Edds et Macfarlane, 1987; Kingsley et Reeves, 1998; Lavigueur *et al.*, 1993; Lynch, 1987; Mitchell, 1975b; Mitchell et Kozicki, 1975; Mitchell, 1991; Palka, 2006; Perkins et Whitehead, 1977; Pippard et Malcolm, 1978; Sears et Williamson, 1982; Sergeant, 1963; Tournois, 2003).

Le stock de petit rorqual de la côte est du Canada est estimé à environ 4 000 individus (données non corrigées pour tenir compte des biais de détection et de disponibilité), dont un quart ou plus seraient des résidents du golfe du Saint-Laurent (Kingsley et Reeves, 1998; Waring *et al.*, 2007). Il n'existe aucune estimation fiable relativement à l'abondance de petits rorquals dans l'estuaire du Saint-Laurent. Désignation selon le COSEPAC (population de l'Atlantique) : population non en péril (avril 2006). Bien que la chasse pratiquée à l'ouest du Groenland puisse cibler le même stock que celui présent dans les eaux de l'est du Canada, les prélèvements récents et actuels de petits rorquals sont probablement durables étant donné que le quota applicable aux prises annuelles est de 175 individus, ce qui représente un taux d'exploitation d'environ 0,01 et n'excède pas le taux de recrutement. La mortalité occasionnée par d'autres menaces potentielles d'origine anthropique n'excède pas le taux de recrutement.

Killer Whale - Épaulard (*Orcinus orca*)

Killer whales occur in all oceans and most seas of the world, but generally concentrate in coastal, temperate waters of relatively highly productive regions (reviewed in Baird 2001, Ford 2002). The species occurs throughout eastern Canada from Bay of Fundy, Nova Scotia, north to at least Lancaster and Jones Sound in western Arctic, including waters from the Estuary and Gulf of St. Lawrence (Higdon 2007, Katona et al. 1988, Lawson et al. 2007, Lien et al. 1988, Mitchell and Reeves 1988, Pippard and Malcolm 1978, Reeves and Mitchell 1988, Sergeant et al. 1970, Sergeant and Fisher 1957, Vachon et al. 1988, Vachon et al. 1998, Wenzel and Sears 1988, Whitehead and Glass 1985). Although there has been some suggestions that killer whales might migrate seasonally and that their occurrence in polar regions might be limited by the presence of pack ice in winter months (Mitchell and Reeves 1988, Sergeant and Fisher 1957), there has been no reliable north-south movements documented for any of the populations, including killer whales in the northwest Atlantic (Mitchell and Reeves 1988, Reeves and Mitchell 1988, reviewed in Baird 2001). The observation of a killer whale deep into Antarctic sea ice in winter suggests that this species might tolerate heavier ice covers than previously thought (Gill and Thiele 1997). There exists no estimates of killer whale abundance for the northwest Atlantic, but a minimum of 64 individuals have been photo-identified in Newfoundland/Labrador (Lawson et al. 2007). Reports from the early 1900s, from the 1940s and 1970s indicate that killer whales were once abundant in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, where they were killed frequently around Prince Edward Island (Prince 1905). Vladykov (1944) described 'infestations' of St. Lawrence waters by this species mainly during the spring and autumn to feed on beluga, and witnessed attacks by groups of up to 40

Les épaulards se rencontrent dans tous les océans et dans la plupart des mers du globe, mais ils se concentrent en général autour des régions de productivité relativement élevées qui se trouvent dans les eaux côtières tempérées (données examinées dans Baird, 2001; Ford, 2002). Dans l'est du Canada, l'aire de répartition de cette espèce s'étend de la baie de Fundy, en Nouvelle-Écosse, jusqu'aux détroits de Lancaster et de Jones au nord, dans l'ouest de l'Arctique, y compris les eaux de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Higdon, 2007; Katona *et al.*, 1988; Lawson *et al.*, 2007; Lien *et al.*, 1988; Mitchell et Reeves, 1988; Pippard et Malcolm, 1978; Reeves et Mitchell, 1988; Sergeant *et al.*, 1970; Sergeant et Fisher, 1957; Vachon *et al.*, 1988; Vachon *et al.*, 1998; Wenzel et Sears, 1988; Whitehead et Glass, 1985). Bien que certains aient avancé que les épaulards pourraient effectuer des migrations saisonnières et que leur occurrence dans les régions polaires serait limitée par la présence des banquises pendant la saison hivernale (Mitchell et Reeves, 1988; Sergeant et Fisher, 1957), aucun déplacement nord-sud n'a été documenté de façon fiable pour les populations concernées, y compris la population d'épaulards du nord-ouest de l'Atlantique (Mitchell et Reeves, 1988; Reeves et Mitchell, 1988; données examinées dans Baird, 2001). Le fait qu'un épaulard ait été observé, en hiver, à bonne distance à l'intérieur des glaces de mer en Antarctique laisse sous-entendre que cette espèce pourrait tolérer des couvertures de glace plus importantes que ce que l'on croyait par le passé (Gill et Thiele, 1997). Il n'existe aucune estimation de l'abondance des épaulards dans le nord-ouest de l'Atlantique, mais au moins 64 individus de cette espèce ont été identifiés à l'aide de photos dans la région de Terre-Neuve et du Labrador (Lawson *et al.*, 2007). Les observations signalées au début des années 1900 de même que

individuals. Pippard and Malcolm (1978) reported impressions of resident hunters and fishermen, who believed that killer whales were more prominent in the Estuary during the late 1960s - early 1970s then during the late 1970s.

Killer whales are still reported occasionally in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, but usually as singletons or pods of only a few individuals (Lawson et al. 2007, Lien et al. 1988, Mitchell and Reeves 1988, Vachon et al. 1988, Vachon et al. 1998, Wenzel and Sears 1988, GREMM unpubl. archived data, available at www.baleinesendirect.net). It is unlikely that an entry of any significant number of killer whales into the Estuary would go undetected, considering the high intensity of whale-watching activity and commercial traffic during the ice-free period. However, this might not be the case in the Gulf of St. Lawrence, where sighting effort is concentrated in the northwestern Gulf, with sporadic efforts in the Strait of Belle Isle area (e.g., Wenzel and Sears 1988). COSEWIC status (Arctic ocean, Atlantic ocean): Special concern (November 2008). Threats to this population include hunting in Greenland, acoustical and physical disturbance, which will become greater as shipping traffic increases in the Arctic, and contaminants. This population's small size (fewer than 1000 mature individuals and likely less than 250) and the species' life history and social attributes justify designation as Special Concern.

dans les années 1940 et 1970 indiquent que les épaulards ont déjà été abondants dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, cette espèce étant fréquemment chassée autour de l'Île-du-Prince-Édouard (Prince, 1905). Vladykov (1944) a décrit à quel point les eaux du Saint-Laurent étaient « infestées », principalement au printemps et en automne, par cette espèce qui y séjournait pour se nourrir de bélugas et il a observé des groupes pouvant atteindre 40 individus lors des attaques. Pippard et Malcolm (1978) ont rapporté que les chasseurs et pêcheurs locaux avaient l'impression que les épaulards étaient plus abondants dans l'estuaire à la fin des années 1960 et au début des années 1970 qu'à la fin des années 1970.

Les épaulards font encore l'objet d'observations occasionnelles dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, mais il s'agit habituellement d'individus seuls ou de petits groupes de quelques individus seulement (Lawson *et al.*, 2007; Lien *et al.*, 1988; Mitchell et Reeves, 1988; Vachon *et al.*, 1988; Vachon *et al.*, 1998; Wenzel et Sears, 1988; GREMM, données d'archives non publiées, disponibles à : www.baleinesendirect.net). Il est peu probable que l'arrivée dans l'estuaire d'un nombre important d'épaulards puisse passer inaperçue étant donné l'intensité des activités d'observation des mammifères marins et la densité du trafic maritime dans ce secteur pendant la période libre de glaces. Cependant, cela pourrait ne pas être le cas dans le golfe du Saint-Laurent puisque les efforts d'observation y sont concentrés dans la partie nord-ouest, avec des activités d'observation sporadiques dans le secteur du détroit de Belle-Isle (p. ex. Wenzel et Sears, 1988). Désignation selon le COSEPAC (océan Arctique et océan Atlantique) : espèce préoccupante (novembre 2008). Les menaces auxquelles fait face cette population incluent la chasse dans les eaux du Groenland, les perturbations acoustiques et physiques, qui s'intensifieront avec

l'accroissement du trafic maritime dans l'Arctique, et les contaminants. La petite taille de cette population (moins de 1 000 individus matures; probablement moins de 250 dans les faits) de même que le cycle biologique de l'espèce et ses attributs sociaux justifient sa désignation d'espèce préoccupante.

Harbour porpoise - Marsouin commun (*Phocoena phocoena*)

The harbour porpoise is widely distributed in temperate coastal waters of the northern hemisphere (Gaskin 1984, IWC 1996, Mercer 1973, Stenson 2003). In the western North Atlantic, the species occur from Upernavik, Greenland south to Cape Hatteras, North Carolina, and its distribution encompasses the Estuary and Gulf of St. Lawrence (reviewed in Read 1999, see also Béland et al. 1985, Béland et al. 1987, Fontaine et al. 1994a, Gaskin 1984, Gaskin 1992a, Hoek 1992, Larrivée 1996, Laurin 1976, Lavigueur et al. 1993, Lawson et al. 2004, Lesage et al. 2006, Pippard and Malcolm 1978, Tournois 2003). Several sub-populations exist in the western Atlantic, but identity and boundaries remains a matter of debate (reviewed in COSEWIC 2006). Seasonal migrations of harbour porpoises in the Northwest Atlantic are poorly understood, although some north-south migrations have been documented in at least some individuals from the Bay of Fundy/Gulf of Maine (e.g. Rosel et al. 1999, reviewed in COSEWIC 2006). Porpoises in the Estuary and Gulf of St. Lawrence are suspected to leave the area during winter due to ice cover. During the ice-free period, they were qualified as being moderately abundant by Sergeant et al. (1970). Systematic surveys conducted in 1995 and 1996 estimated at 36 000 to 125 000 the number of harbour porpoises summering in the Gulf of St. Lawrence (Kingsley and Reeves 1998). However, the number of porpoises using the Estuary during this period remains uncertain. COSEWIC status (Atlantic ocean): Special concern (April 2006). Although the population

L'aire de répartition du marsouin commun couvre une vaste partie des eaux côtières tempérées de l'hémisphère Nord (Gaskin, 1984; IWC, 1996; Mercer, 1973; Stenson, 2003). Dans la partie ouest de l'Atlantique Nord, l'espèce est présente d'Upernavik, au Groenland, au cap Hatteras, en Caroline du Nord, au sud, et son aire de répartition englobe l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (données examinées dans Read, 1999; voir aussi Béland *et al.*, 1985; Béland *et al.*, 1987; Fontaine *et al.*, 1994a; Gaskin, 1984; Gaskin, 1992a; Hoek, 1992; Larrivée, 1996; Laurin, 1976; Lavigueur *et al.*, 1993; Lawson *et al.*, 2004; Lesage *et al.*, 2006; Pippard et Malcolm, 1978; Tournois, 2003). On dénombre plusieurs sous-populations dans la partie ouest de l'Atlantique, mais leur identité et leurs aires de répartition continuent de susciter des débats (données examinées dans COSEPAC, 2006). Les migrations saisonnières du marsouin commun dans la partie ouest de l'Atlantique sont peu connues, bien qu'on ait documenté un certain nombre de migrations nord-sud pour au moins quelques individus provenant de la baie de Fundy et du golfe du Maine (p. ex. Rosel *et al.*, 1999, données examinées dans COSEPAC, 2006). On pense que les marsouins communs de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent quittent la région pendant l'hiver à cause de la couverture de glace. Selon Sergeant *et al.* (1970), l'espèce est modérément abondante pendant la période interglacielle. D'après des relevés systématiques menés en 1995 et en 1996, la population de marsouins communs du golfe du Saint-Laurent compterait de

remains abundant, the particular susceptibility of harbour porpoises to bycatch in fishing gear represents an incipient threat. Given that, the lack of good abundance information in some parts of the range and the lack of porpoise bycatch monitoring and mitigation in many of the relevant fisheries are reasons for concern.

36 000 à 125 000 individus pendant la période estivale (Kingsley et Reeves, 1998). Le nombre de marsouins communs qui utilisent l'estuaire pendant cette période reste cependant incertain. Désignation selon le COSEPAC (océan Atlantique) : espèce préoccupante (avril 2006). Bien que la population de marsouins communs demeure abondante, la susceptibilité particulière de l'espèce à l'enchevêtrement dans les filets de pêche représente une nouvelle menace. À la lumière de cette constatation, le manque d'informations valables concernant l'abondance de la population dans certaines parties de son aire de répartition et le manque d'activités de surveillance et d'atténuation relativement aux prises accessoires de marsouins communs dans bon nombre des pêches concernées constituent des problèmes préoccupants.

Atlantic white-sided dolphin - Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique (*Lagenorhynchus acutus*)

White-sided dolphins occur in temperate and sub-arctic waters of the northern hemisphere (Reeves et al. 1998a, Reeves et al. 1999, Sergeant et al. 1980, Sergeant and Fisher 1957). In the Northwest Atlantic, the species occurs in continental shelf waters from Greenland, south to at least North Carolina, including the Estuary and Gulf of St. Lawrence (Gaskin 1992b, Palka et al. 1997, Sergeant et al. 1980). Some seasonal changes in distribution appear to occur, but overall, migration patterns of whitesided dolphins are largely unknown (Gaskin 1992b, Palka et al. 1997, Selzer and Payne 1988, Waring et al. 2007). Skull characters are similar among white-sided dolphins from throughout the North Atlantic, suggesting a panmictic population (Hill Mikkelsen and Lund 1994). On the other hand, a three-stock structure was proposed for white-sided dolphins in the northwest Atlantic on the basis of stranding, sighting, and incidental take distributions, and on a hiatus of reports between the three regions, resulting in the following proposed populations: Gulf of

Le dauphin à flancs blancs fréquente les eaux tempérées et subarctiques de l'hémisphère Nord (Reeves *et al.*, 1998a; Reeves *et al.*, 1999; Sergeant *et al.*, 1980; Sergeant et Fisher, 1957). Dans la partie nord-ouest de l'Atlantique, l'espèce habite le plateau continental, depuis les eaux du Groenland jusqu'au moins celles de la Caroline du Nord, au sud, y compris l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Gaskin, 1992b; Palka *et al.*, 1997; Sergeant *et al.*, 1980). Il semble y avoir des changements saisonniers dans la répartition de l'espèce, mais les habitudes migratoires du dauphin à flancs blancs sont, en général, plutôt méconnues (Gaskin, 1992b; Palka *et al.*, 1997; Selzer et Payne, 1988; Waring *et al.*, 2007). Tous les marsouins communs de l'Atlantique Nord possèdent des caractéristiques crâniennes similaires, ce qui semble indiquer une appartenance à une population panmictique (Hill Mikkelsen et Lund, 1994). D'autre part, à partir des données relatives aux échouements, aux observations et à la répartition des prises

Maine, Gulf of St. Lawrence, and Labrador Sea (Palka et al. 1997).

There is currently no reliable abundance estimate for white-sided dolphins in the North Atlantic as a whole, or in the Northwest Atlantic, although surveys suggest that they number in the tens of thousands in the latter region (Reeves et al. 1998a, Waring et al. 2007). A survey conducted in late August 1995 provided an index estimate (not corrected for visibility biases) of 12 000 individuals for the Gulf of St. Lawrence, whereas the next year, only approx. 500 individuals were censused a month earlier, suggesting large variations in abundance between years and seasons (Kingsley and Reeves 1998). COSEWIC status (Atlantic ocean): Not at Risk (April 1991). No identified direct threats to species in Canada at present.

accidentelles et en raison de l'existence d'une discontinuité dans les observations entre les trois régions concernées, on a proposé une structure composée de trois stocks pour les dauphins à flancs blancs du nord-ouest de l'Atlantique : le stock du golfe du Maine, celui du golfe du Saint-Laurent et celui de la mer du Labrador (Palka *et al.*, 1997).

À l'heure actuelle, il n'existe aucune estimation fiable de l'abondance des dauphins à flancs blancs dans l'ensemble de l'Atlantique Nord ou dans la partie nord-ouest de l'Atlantique, bien que les relevés semblent indiquer que leur population se chiffre à des dizaines de milliers d'individus dans cette dernière région (Reeves *et al.*, 1998a; Waring *et al.*, 2007). Un relevé mené à la fin du mois d'août 2005 a fourni une estimation repère (non corrigée pour tenir compte des biais relatifs à la visibilité) de 12 000 individus pour le golfe du Saint-Laurent, tandis que l'année suivante seulement 500 individus environ étaient dénombrés un mois plus tôt, ce qui laisse sous-entendre l'existence d'importances variations de l'abondance entre les années et les saisons (Kingsley et Reeves, 1998). Désignation selon le COSEPAC (océan Atlantique) : espèce non en péril (avril 1991). Aucune menace directe n'a été identifiée pour cette espèce jusqu'à présent.

Other species - Autres espèces

Some other species are known to occur along the Newfoundland—Labrador coast or on the Scotian Shelf and could represent rare or sporadic visitors to the Gulf of St. Lawrence, although there is no or nearly no record of their presence in this region, even historically. These species included sei whales (*Balaenoptera borealis*), which might have been seen off Gaspé during the late 1970s and more recently, in southwestern Newfoundland (Fortin and Hudon 1978, see also Anonymous 1999a, COSEWIC 2003a, Mitchell and Chapman 1977, J. Lawson, DFO Newfoundland, unpubl. data),

D'autres espèces de mammifères marins fréquentent les côtes de Terre-Neuve-et-Labrador et le plateau néo-écossais et pourraient constituer des visiteurs rares ou sporadiques dans le golfe du Saint-Laurent, bien que très peu d'observations, voire aucune, n'a été enregistrée, même historiquement, dans cette région. Parmi ces espèces, mentionnons : le rorqual boréal (*Balaenoptera borealis*), qui pourrait avoir été vu au large de Gaspé à la fin des années 1970, et, plus récemment, au sud-ouest de Terre-Neuve (Fortin et Hudon, 1978; voir aussi Anonyme, 1999a; COSEPAC, 2003a; Mitchell et Chapman,

Blanville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*) and True's beaked whales (*Mesoplodon mirus*) which are known from Cape Breton Island (Allen 1939, Sergeant et al. 1970, see also Houston 1990), Sowerby's beaked whales (*Mesoplondon bidens*), which have occasionally been recorded along the eastern coast of Newfoundland and which could be attracted sporadically inshore by concentrations of squid (Gowans and Simard 2004, Sergeant and Fisher 1957), pygmy sperm whales, (*Kogia breviceps*), whose occurrence in the Gulf is substantiated by a single stranding on the north shore (Measures et al. 2004), Atlantic walruses, *Odobenus rosmarus*, which were extirpated by exploitation during the 1800s, but which were occasionally reported from the eastern part of the north shore over the last century, and more recently from the central and southern Gulf (reviewed in Kingsley 1998b), bearded seals, *Erignatus barbatus*, which have been observed very occasionally in the Gulf of St. Lawrence during the 20th century (Comeau 1945, Gosselin and Boily 1994, Lavigne 1978MS2), ringed seals, *Phoca hispida*, whose distribution extended to the north shore into the Estuary and the Saguenay River until the mid 1960s, and which is now restricted to the northeastern Gulf to the east of Old Fort (Hannah 1998, Lavigne 1978MS2, M.O. Hammill, DFO, unpubl. data).

1977; J. Lawson, MPO, Terre-Neuve, données non publiées); la baleine à bec de Blainville (*Mesoplodon densirostris*) et la baleine à bec de True (*Mesoplodon mirus*), qui fréquentent les eaux de l'île du Cap-Breton (Allen, 1939; Sergeant *et al.*, 1970, voir aussi Houston, 1990); la baleine à bec de Sowerby (*Mesoplondon bidens*), qui a parfois été aperçue le long de la côte est de Terre-Neuve et qui pourrait être attirée de façon sporadique vers les eaux côtières en raison de leur concentration en calmars (Gowans et Simard, 2004; Sergeant et Fisher, 1957); le petit cachalot (*Kogia breviceps*), dont la présence dans le golfe n'est attestée que par un échouement survenu sur la côte nord (Measures *et al.*, 2004); le morse de l'Atlantique *(Odobenus rosmarus),* dont la chasse a entraîné la disparition dans le golfe dans les années 1800, mais qu'on a parfois observé dans les eaux de la partie est de la côte nord au cours du siècle dernier et, plus récemment, dans les parties centrale et sud du golfe (données examinées dans Kingsley, 1998b); le phoque barbu (*Erignatus barbatus*), dont la présence a été très rarement signalée dans le golfe du Saint-Laurent pendant le XX^{e} siècle (Comeau, 1945; Gosselin et Boily, 1994; Lavigne, 1978MS2); le phoque annelé (*Phoca hispida*), dont l'aire de répartition s'étendait de la côte nord à l'estuaire et à la rivière Saguenay jusqu'au milieu des années 1960 et est maintenant restreinte au nord-est du golfe, à l'est de Vieux Fort (Hannah, 1998; Lavigne, 1978MS2; M.O. Hammill, MPO, données non publ.).

4.6 MARINE BIRDS - OISEAUX MARINS

From: Gaston et al. 2009

This section treat of seabirds from southern labrador, northern gulf of St. Lawrence and eastern newfoundland. Seabird trends have been monitored at many colonies in this zone and historical data are available to a much greater extent than in the Arctic zones. The numbers of seabirds in the Migratory Bird Sanctuaries on the Quebec North Shore have been

Tiré de : Gaston *et al.* 2009

Le présent chapitre traite des oiseaux marins du sud du Labrador, du nord du golfe du Saint-Laurent et de l'est de Terre-Neuve. Les tendances relatives aux oiseaux marins ont fait l'objet de surveillance dans de nombreuses colonies de ces régions, et les données historiques qui les concernent sont beaucoup plus complètes que celles concernant les

monitored since 1925 and seabird colonies in southeast Newfoundland have been monitored since the 1950s. More recently, significant, if somewhat sporadic, population monitoring has been initiated at Gannet Islands, Labrador, at Magdalen Islands and around Gaspé Peninsula, Quebec. The species most readily monitored, the Northern Gannet has been counted at most Canadian breeding colonies periodically since 1972.

colonies situées dans la zone arctique. Au Québec, on effectue la surveillance du nombre d'oiseaux marins présents dans les sanctuaires d'oiseaux migrateurs de la Côte-Nord depuis 1925; à Terre-Neuve, on effectue une surveillance des colonies d'oiseaux marins de la zone sud-est depuis les années 1950. Plus récemment, une surveillance de population importante, bien que sporadique, a été entreprise aux îles Gannet, au Labrador, et aux îles de la Madeleine et autour de la péninsule de Gaspé, au Québec. On a effectué un recensement périodique de la population de fous de Bassan, qui est l'espèce la plus facile à inventorier, dans la plupart des colonies reproductrices du Canada depuis 1972.

4.6.1 Population trends - Tendances des populations

North American colonies of the Northern Gannet, spread between Bonaventure and Anticosti islands and Bird Rocks (Gulf of St. Lawrence), to eastern Newfoundland (Funk and Baccalieu islands and Cape St. Mary's), have increased rapidly since the 1950s (Nettleship and Chapdelaine 1988; Chardine 2000; JFR and JWC unpubl. data), except for a brief downturn in the Gulf during the early 1970s, probably a result of the effects of organochlorine pesticides on reproduction (Chapdelaine et al. 1987). The two large colonies in the Gulf of St. Lawrence expanded at <2%/yr from 1972-1984 and then very rapidly from 1984-2004 (Bonaventure 4.8%, Bird Rocks 6.5%) with Bird Rocks reaching the exceptional rate of 11.3%/yr from 1994-1999 (Figure 38). In Newfoundland, the colony at Funk Island was the most rapidly increasing before 1984 (3.4%), while the colony at Cape St. Mary's expanded rapidly from 1984-1999 (6.5%). Although all Newfoundland colonies expanded rapidly from 1994-1999, all slowed from 1999-2004 with Cape St. Mary's and Funk Island more or less stable (Figure 38). The rapid expansion of the Bird Rocks colony after 1999 coincided with the withdrawal of lighthouse keepers and their domestic

Les populations des colonies de fous de Bassan de l'Amérique du Nord, qui se trouvent sur les îles Bonaventure et Anticosti et le Rocher aux Oiseaux (golfe du Saint-Laurent) jusqu'à l'est de Terre-Neuve (îles Funk et Baccalieu et cap St. Mary's), se sont accrues rapidement depuis les années 1950 (Nettleship et Chapdelaine, 1988; Chardine, 2000; Rail et Chardine, données non publiées), si on fait exception d'un bref déclin dans le golfe au début des années 1970 qui a probablement été causé par les effets des pesticides organochlorés sur la reproduction (Chapdelaine *et al.*, 1987). Les populations des deux grandes colonies du golfe du Saint-Laurent se sont accrues de < 2 %/an de 1972 à 1984 puis très rapidement entre 1984 et 2004 (4,8 % à l'île Bonaventure et 6,5 % au Rocher aux Oiseaux), la colonie du Rocher aux Oiseaux atteignant un taux de croissance exceptionnel de 11,3 %/an entre 1994 et 1999 (Figure 38). À Terre-Neuve, la colonie de l'île Funk est celle qui a connu la plus forte croissance avant 1984 (3,4 %), tandis que la colonie de cap St. Mary's s'est accrue rapidement entre 1984 et 1999 (6,5 %). Bien que les populations de toutes les colonies de

animals from the island which precipitated a rapid expansion of the breeding area from the cliffs surrounding the island to the central plateau (JFR unpubl. data). Hence breeding site constraint appears to have been an important factor in determining rate of increase at this colony.

Based on regularly monitoring colonies, patterns of population change for Black-legged Kittiwakes (Figure 39) and Common Murres (Figure 40) have been similar throughout the region, with most populations increasing before 1990 and decreasing subsequently, although the very large colony of murres at Funk Island (not included in Figure 40) has remained stable (see below; Robertson and Elliot 2002; Chardine et al. 2003; Robertson et al. 2004; Rail and Cotter 2007; Cotter and Rail 2007; JFR and GJR unpubl. data). Recent trends (since 2000) for smaller colonies of Black-legged Kittiwakes (100s-1000s of pairs) in Newfoundland mainly showed increases (Robertson and Elliot 2002; GJR and P. M. Regular, unpubl. data). However, the small offshore colony of Black-legged Kittiwakes on Funk Island decreased from about 800 pairs in the 1980s to less than 200 pairs by 2008 (WAM unpubl. data). Small Common Murre colonies in Groswater Bay (central Labrador) increased between 1978 and 2002 (Robertson et al. 2002a), and populations on Gull and Great Island, Witless Bay (southeastern Newfoundland) also approximately doubled between the 1970s and early 2000s (Robertson et al. 2004).

Terre-Neuve se soient rapidement accrues entre 1994 et 1999, toutes ont ralenti leur croissance entre 1999 et 2004, les colonies du cap St. Mary's et de l'île Funk demeurant plus ou moins stables (Figure 38). L'accroissement rapide de la colonie du Rocher aux Oiseaux après 1999 a coïncidé avec le départ des gardiens de phare et de leurs animaux domestiques, permettant ainsi aux oiseaux d'étendre rapidement leur aire de reproduction, depuis les falaises côtières entourant l'île jusqu'au plateau central (Rail, données non publiées). Les contraintes associées au site de nidification semblent donc avoir joué un rôle important dans le taux de croissance de cette colonie.

Selon les données recueillies grâce à une surveillance régulière des colonies, les tendances observées dans la variation des populations ont été similaires pour les mouettes tridactyles (Figure 39) et les guillemots marmettes (Figure 40) dans toute la région, la plupart des populations affichant un accroissement avant 1990 et un déclin par la suite, bien que la très grande colonie de guillemots marmettes de l'île Funk (non incluse à la Figure 40) soit demeurée stable (voir ci-après; Robertson et Elliot, 2002; Chardine *et al.*, 2003; Robertson *et al.*, 2004; Rail et Cotter, 2007; Cotter et Rail, 2007; Rail et Robertson, données non publiées). À Terre-Neuve, les tendances récentes observées (depuis 2000) dans les plus petites colonies de mouettes tridactyles (de quelques centaines à quelques milliers de couples) indiquaient surtout un accroissement de la population (Robertson et Elliot, 2002; Robertson et P.M. Regular, données non publiées). Cependant, la petite colonie de mouettes tridactyles située au large, sur l'île Funk, a décliné, passant de quelque 800 couples dans les années 1980 à moins de 200 couples en 2008 (Montevecchi, données non publiées). Les populations des petites colonies de guillemots marmettes de la baie Groswater (centre du Labrador) se

sont accrues entre 1978 et 2002 (Robertson *et al.*, 2002a), et celles des îles Gull et Great, dans la baie Witless (sud-est de Terre-Neuve), ont elles aussi plus ou moins doublé entre 1970 et le début des années 2000 (Robertson *et al.*, 2004).

Declines in Black-legged Kittiwake numbers were probably the result of reduced breeding success in the 1990s (see Regehr and Rodway 1999; Massaro et al. 2000 for southeast Newfoundland). Other surface feeders such as Herring Gulls (*Larus argentatus*) also experienced low breeding success at this time (Rodway and Regehr 1999; JWC unpubl. data) and were partly responsible for the low breeding success of kittiwakes through high rates of egg and chick predation (Regehr and Montevecchi 1997; Massaro et al. 2000, 2001). This was another result of the cold-water event off eastern Newfoundland in the early 1990s which affected capelin, the major prey of these surface-feeding gulls, in several ways (see above). Ultimately water temperatures in the Northwest Atlantic are related to the state of the North Atlantic Oscillation (NAO). The NAO index experienced an unprecedented increase from the 1960s through 1990s (Visbeck et al. 2001). Breeding success of kittiwakes in Witless Bay colonies is negatively related to the state of the NAO index (Figure 41).

Les déclins des effectifs de mouettes tridactyles ont probablement été causés par une baisse du succès de la reproduction dans les années 1990 (voir Regehr et Rodway, 1999; Massaro *et al.*, 2000 pour le sud-est de Terre-Neuve). Les autres oiseaux qui se nourrissent à la surface de l'eau, comme les goélands argentés (*Larus argentatus*), ont aussi éprouvé une baisse du succès de la reproduction à cette époque (Rodway et Regehr, 1999; Chardine, données non publiées) et étaient en partie responsables de la baisse de succès de la reproduction des mouettes tridactyles en raison du taux de prédation élevé des goélands sur les œufs et les petits des mouettes (Regehr et Montevecchi, 1997; Massaro *et al.*, 2000, 2001). Cette baisse n'est qu'un autre exemple des conséquences de la perturbation d'eau froide survenue au large de la côte est de Terre-neuve au début des années 1990, qui a affecté de plusieurs façons le capelan, qui est la principale proie de ces goélands (voir ci-devant). En définitive, les températures de l'eau dans l'Atlantique Nord-Ouest sont liées à l'état de l'oscillation nord-atlantique (NAO). L'indice du NAO a connu une hausse sans précédent entre les années 1960 et 1990 (Visbeck *et al.*, 2001). Le succès de la reproduction des mouettes tridactyles des colonies de la baie Witless est négativement lié à l'état de l'indice du NOA (Figure 41).

Other species have shown different patterns of population increase, but lack of census data for the critical period around 1990 prevents assessment of the impacts of that regime shift. Atlantic Puffins in their largest concentration in Witless Bay, Newfoundland showed a small decline between 1979-1984 (-0.8%/yr) and then a rapid increase from 1984-1994 at Great

D'autres espèces ont affiché différents profils d'accroissement de la population, mais le manque de données de recensement pour la période critique aux environs de 1990 nous empêche d'évaluer l'incidence de ce changement de régime. Le nombre de macareux moines, dans le site où ils affichent la concentration la plus élevée, à savoir dans la baie Witless, à

Island (3.5%/yr) and between 1984-2003 at Gull Island (8.3%/year; Robertson et al. 2004). These are extremely high rates of increase for a species that rears a maximum of one chick annually and does not begin to breed until 4-5 years old, suggesting highly favourable conditions. Methods used in different years may not have been wholly comparable, so that changes from 1979 to 2003 may have been smaller than apparent. However, the area of occupation definitely expanded over that period (Rodway et al. 2003). At Gannet Islands, Labrador, the situation was reversed, with the population increasing from 1978-1983 (4.9%/yr), then decreasing to 1999 (-1.1% /yr; Robertson and Elliot 2002). At nearby Groswater Bay, puffin numbers fell by -1.2%/yr from 1978-2002 (Robertson et al. 2002a).

Razorbills at the Gannet Islands showed the opposite pattern to puffins, decreasing from 1978 to 1983 (-1.3%/yr), then increasing from 1983 to 1999 (3.6%/yr; Robertson and Elliot 2002). The adult survival of Razorbills at this colony is affected by the temperature of Labrador Current waters (survival higher when sea temperature is lower) and this will almost certainly influence population dynamics (Lavers et al. 2008), although a direct link has not been made to date. Razorbills have been steadily increasing throughout the Gulf of St. Lawrence for the last 30 years (Chapdelaine et al. 2001; Cotter and Rail 2007; Rail and Cotter 2007; JFR unpubl. data), as well as in the Bay of Fundy (Zone 6, Ronconi and Wong 2003). Overall, this species appears to have been the most successful auk over the past three decades.

Terre-Neuve, a affiché un léger déclin entre 1979 et 1984 (-0,8 %/an) puis un accroissement rapide à l'île Great (3,5 %/an) entre 1984 et 1994 et à l'île Gull entre 1984 et 2003 (8,3 %/an; Robertson *et al.*, 2004). Ces taux de croissance sont extrêmement élevés pour une espèce qui n'élève qu'un poussin par année et qui ne commence à se reproduire qu'à l'âge de 4 ou de 5 ans, ce qui laisse sous-entendre que cet oiseau bénéficie de conditions de reproduction très favorables. Les méthodes de dénombrement utilisées lors des différentes années peuvent ne pas avoir été entièrement comparables, et il est donc possible que les changements survenus entre 1979 et 2003 soient moins importants. Cependant, pendant cette période, les colonies se sont définitivement étendues sur des zones plus grandes (Rodway *et al.*, 2003). Aux îles Gannet, au Labrador, la situation était l'inverse, avec une croissance de la population entre 1978 et 1983 (4,9 %/an) suivie d'une diminution en 1999 (-1,1 %/an; Robertson et Elliot, 2002). À la baie Groswater, situé à proximité, le nombre de macareux moines a chuté de -1,2 %/an entre 1978 et 2002 (Robertson *et al.*, 2002a).

Les petits pingouins des îles Gannet affichent une tendance inverse de celle des macareux moines, c'est-à-dire une diminution de la population entre 1978 et 1983 (-1,3 %/an), suivie d'une augmentation de cette dernière entre 1983 et 1999 (3,6 %/an; Robertson et Elliot, 2002). Le taux de survie des adultes de cette colonie est tributaire de la température des eaux du courant du Labrador (le taux de survie est plus élevé lorsque la température de la mer est plus basse), et cette relation influe fort probablement sur la dynamique de population (Lavers *et al.*, 2008), bien qu'un lien direct n'ait pas encore été établi entre ces deux variables. Au cours des 30 dernières années, les petits pingouins ont vu leur population s'accroître de façon stable dans tout le golfe du Saint-Laurent (Chapdelaine *et al.*, 2001; Cotter et

Trends at Gannet Islands may have been affected by the arrival of Arctic foxes Alopex lagopus in the 1990s (Birkhead and Nettleship 1995) and by a reduction in persecution by fishermen which reduced populations in earlier decades (Birkhead 1993). Recovery following persecution before the advent of the ***Migratory Birds Conservation Act*** (1918) was probably responsible for other increases in seabird populations in this ecozone and in the Gulf of St. Lawrence, Gulf of Maine and Scotian Shelf during the early part of the 20th century, possibly extending to recent decades. Since 1992 the extent of gill netting off Newfoundland and Labrador and the North Shore of the Gulf of St. Lawrence has been drastically reduced and this must have benefitted all diving birds, especially auks (Piatt and Nettleship 1987, Benjamins et al. 2008). In all, there is little evidence for adverse trends in any auk populations since the 1970s, apart from a downturn in some Common Murre colonies, especially in the Gulf of St. Lawrence after 1990. As this was probably associated with the cold water event of 1990-1991 it seems likely to reverse now that conditions have ameliorated and especially with the reduction in bycatch resulting from the cessation of gill-net fisheries over most of the region. In any case, with only three estimates of population size spanning 34 years at the largest North American colony, at Funk Island, Newfoundland (1972, 396,000 pairs; 2000, 412,000 pairs; 2006, 435,000 pairs; Chardine et al. 2003; Chardine and Robichaud unpubl. data) and no estimate of population size since 1973 for the second largest colony at Green Island, Witless Bay (74,000 pairs in 1973), the overall population trend for this species

Rail, 2007; Rail et Cotter, 2007; Rail, données non publiées) ainsi que dans la baie de Fundy (zone 6, Ronconi et Wong, 2003). Dans l'ensemble, il semble que cette espèce soit le pingouin qui ait eu le plus de succès depuis les 30 dernières années.

Il est possible que les tendances observées aux îles Gannet aient été tributaires de l'arrivée de renards polaires, *Alopex lagopus*, au cours des années 1990 (Birkhead et Nettleship, 1995) et d'une baisse des pressions exercées par les pêcheurs, lesquelles ont entraîné une réduction des populations au cours des décennies antérieures (Birkhead, 1993). Le rétablissement des populations faisant suite aux pressions qui étaient exercées par les pêcheurs avant que la ***Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs*** ne soit promulguée en 1918 explique probablement les autres hausses de populations d'oiseaux marins qui sont survenues dans cette écozone de même que dans le golfe du Saint-Laurent, dans le golfe du Maine et sur le plateau néo-écossais au tout début du XX^{e} siècle et dont l'effet s'est probablement fait sentir jusque dans les dernières décennies. Depuis 1992, l'ampleur de la pêche au filet maillant au large de Terre-Neuve-et-Labrador et de la rive nord du golfe du Saint-Laurent a subi une diminution radicale, ce qui doit avoir eu un effet bénéfique sur tous les oiseaux plongeurs, et en particulier sur les pingouins (Piatt et Nettleship, 1987; Benjamins *et al.*, 2008). En somme, peu de données indiquent l'existence de tendances négatives pour aucune des populations de pingouins depuis les années 1970, à l'exception de la baisse observée dans certaines colonies de guillemots marmettes, en particulier dans le golfe du Saint-Laurent après 1990. Comme cette dernière baisse était probablement attribuable à la perturbation d'eau froide survenue en 1990 et en 1991, il semble probable que la situation revienne à la normale maintenant que les

is difficult to assess.

conditions se sont améliorées et en particulier en raison de la diminution des prises accessoires due à l'arrêt de la pêche au filet maillant dans la majeure partie de la région. De toute façon, étant donné que nous ne disposons que de trois estimations s'étendant sur une période de 34 ans de la taille de la population de la plus grande colonie d'Amérique du Nord qui se trouve à l'île Funk, à Terre-Neuve (1972, 396 000 couples; 2000, 412 000 couples; 2006, 435 000 couples; Chardine *et al.*, 2003; Chardine et Robichaud, données non publiées), et que nous ne possédons aucune estimation, depuis 1973, de la taille de la population de la deuxième colonie en importance, à savoir celle de l'île Green, dans la baie Witless (74 000 couples en 1973), la tendance globale relative à la population de cette espèce est difficile à évaluer.

4.6.2 Biological indicators - Indicateurs biologiques

The relationships between timing of breeding of Common Murres, the timing of inshore arrival of capelin and ocean conditions, show the strong effect of the 1990-1991 cold water perturbation in the Northwest Atlantic. Using data spanning 1980-2006 at Cape St. Mary's, Regular et al. (2008) showed that both murres and capelin delayed reproduction for two weeks after the 1991 cold water event, but although water temperatures returned to average within a few years, murres and capelin continued to breed later throughout the rest of the 1990s. The best predictor of timing of breeding for murres and of timing of arrival of capelin inshore was the timing of capelin arrival in the previous year, with ocean temperature having a weaker effect (Regular et al. 2008). Although the cues determining these relationships are unknown, this, or similar relationships, apparently led to a delayed response in both birds and fish to conditions in the physical environment, as the latter returned to pre-perturbation levels much faster than the timing of the animals.

Les relations qui existent entre le moment de la reproduction du guillemot marmette, la période d'arrivée du capelan dans les eaux côtières et les conditions océaniques ont été fortement affectées, en 1990-1991, par une perturbation qui a occasionné une importante remontée d'eau froide dans le nord-ouest de l'océan Atlantique. À partir des données prises à cap St-Mary's entre 1980 et 2006, Regular *et al.* (2008) ont montré que le guillemot et le capelan ont tous deux retardés le moment de leur reproduction de deux semaines à la suite de cette perturbation; cependant, malgré le retour à la normale de la température de l'eau quelques années plus tard, le guillemot et le capelan ont continué de se reproduire plus tard pendant le reste de la décennie 1990. Le meilleur prédicteur du début de la saison de reproduction du guillemot marmette et de celle du capelan était la date d'arrivée du capelan de l'année précédente, la température de l'eau de l'océan étant un facteur moins important (Regular *et al.*, 2008). Bien qu'on en ignore les signaux déclencheurs, cette relation, ou d'autres relations semblables,

a apparemment occasionné un retard dans la réponse, à la fois chez les oiseaux et les poissons, aux conditions qui prévalent dans l'environnement physique des espèces, les conditions environnementales étant retournées à leurs niveaux antérieurs beaucoup plus rapidement que cela n'a été le cas pour la réponse des animaux à ces nouvelles conditions.

Similar signals of delayed responses of forage fishes to sea surface temperatures were seen in the diets of Northern Gannets at Funk Island (Montevecchi 2007). Gannets are opportunistic, generalist, multi-prey loading predators with broad diet breadths. In the 19ℰ0s, warm water species (squid, *mackerel Scomber scombrus* and Atlantic saury *Scomberesox saurus*) dominated the diet fed to chicks, while cold water species (capelin, herring *Clupea harengus*, sandlance, cod *Gadus morhua* and salmon *Salmo salar*) dominated from the cold water event in 1990-1991 until 2004 (Figure 42). The cold SST perturbation that forced a radical shift in pelagic food webs (Montevecchi and Myers 1995, 1996; Montevecchi 2007) returned to pre-perturbation levels by the mid-1990s, but the warm water pelagic fishes did not return to the region until 2005.

On a observé, dans le régime alimentaire des fous de Bassan de l'île Funk, des signes semblables indiquant l'existence de réponses à retardement de la part des poissons fourragers relativement à la température de l'eau de surface (Montevecchi, 2007). Les fous de Bassan sont des prédateurs opportunistes et généralistes qui ciblent de multiples proies et dont le régime alimentaire comporte un vaste éventail d'espèces. Dans les années 1980, les espèces d'eau chaude (calmar, maquereau *Scomber scombrus* et balaou *Scomberesox saurus*) prédominaient dans le régime alimentaire des oisillons, tandis que les espèces d'eau froide (capelan, hareng *Clupea harengus*, lançon, morue *Gadus morhua* et saumon *Salmo salar*) ont prédominé de 1990-1991 jusqu'en 2004 (Figure 42). La température à la surface de la mer, là où la perturbation froide avait provoqué un changement radical des réseaux trophiques pélagiques (Montevecchi et Myers, 1995; 1996; Montevecchi, 2007), est revenue à la normale au milieu des années 1990, mais les poissons pélagiques d'eau chaude ne sont revenus dans la région qu'en 2005.

In contrast to the gannets, the very large Common Murre population on Funk Island specializes on capelin. Throughout the 1990s, the percentage of gravid capelin, capelin condition, and the energy per capelin delivered to murre chicks decreased (Figure 43). The decreasing percentage of gravid females was the result of the later spawning of capelin (Carscadden et al. 2002) and a mismatch with the chick-rearing period of the murres (Davoren and Montevecchi 2003). Over this decade, the condition of chicks also

Contrairement à la population de fous de Bassan, la très grande population de guillemots marmettes de l'île Funk se nourrit spécifiquement de capelan. Pendant les années 1990, le pourcentage de capelans femelles gravides, la condition du capelan et l'énergie fournie par chaque capelan consommé par les oisillons de guillemots ont décliné (Figure 43). Le pourcentage décroissant de femelles gravides a été causé par une reproduction plus tardive du capelan (Carscadden *et al.*, 2002) et par un asynchronisme avec la

decreased significantly. However, this did not affect the size of the breeding population of Common Murres at Funk Island (see above).

As with the example from murres, water temperatures returned to average conditions by 1996, but the warm water prey species did not return for 14 years. These types of lags in the biological consequences of physical changes often accompany regime shifts. At the Gannet Islands, Labrador, seabirds (Common Murres, Atlantic Puffin, Razorbill) fed their chicks significant amounts of capelin in the early 1980s (Birkhead and Nettleship 1985, 1987), but by the late 1990s capelin was largely absent from the diet (Bryant et al. 1999, Baillie and Jones 2004) and has yet to return (Lavers and Jones 2007).

Leach's Storm-Petrel, *Oceanodroma leucorhoa*, which feeds at a lower trophic level than most other seabirds in the Atlantic (Hedd and Montevecchi 2006), had generally stable populations in Newfoundland throughout the 1970s to 2000s (Robertson et al. 2002b, 2006). Large colonies (>100,000s of pairs) that were monitored remained stable, while two smaller colonies, at Middle Lawn and Small islands, declined between the 1980s and 2001, by >10% annually at Small Island. These declines were attributed to the establishment of nearby large gull colonies in the 1970s, which may have made these islands less suitable as breeding sites (Robertson et al. 2006). Diets of storm-petrel nestlings in Newfoundland are dominated by fish (>75%; largely mesopelagic lanternfish, Myctophidae) and crustaceans; their general composition was similar in 1987-

période d'élevage des oisillons chez les guillemots (Davoren et Montevecchi, 2003). Tout au long de cette décennie, la condition des oisillons a aussi décliné de façon significative. Cependant, cela n'a pas affecté la taille de la population reproductrice de guillemots marmettes à l'île Funk (voir ci-devant).

Tel qu'observé dans l'exemple des guillemots, la température de l'eau est revenue à la normale en 1996, mais quatorze années plus tard, les espèces proies d'eau chaude n'étaient toujours pas de retour. Ces types de retards observés dans les conséquences biologiques des changements physiques accompagnent souvent des changements de régime alimentaire. Au début des années 1980, les oiseaux marins (guillemot marmette, macareux moine et petit pingouin) des îles Gannet, au Labrador, nourrissaient leurs oisillons de capelans dans une vaste mesure (Birkhead et Nettleship, 1985; 1987); toutefois, à la fin des années 1990, le capelan était largement absent du régime alimentaire des oisillons (Bryant *et al.*, 1999; Baillie et Jones, 2004) et il l'est toujours (Lavers et Jones, 2007).

À Terre-Neuve, les populations de l'océanite cul-blanc, *Oceanodroma leucorhoa*, qui se nourrit de proies de niveau trophique plus bas que la plupart des autres oiseaux marins de l'Atlantique (Hedd et Montevecchi, 2006), sont demeurées généralement stables à partir des années 1970 jusqu'aux années 2000 (Robertson et *al.*, 2002b; 2006). Les grandes colonies (plus de 100 000 couples) dont on a effectué la surveillance sont restées stables, tandis que les populations de deux colonies plus petites, sur les îles Middle Lawn et Small, ont décliné entre les années 1980 et 2001; cette baisse excédait 10 % par année à l'île Small. Ces déclins de la population ont été attribués à l'établissement de grandes colonies de goélands à proximité dans les années 1970, ce qui a pu rendre ces îles moins appropriées comme sites de reproduction (Robertson *et al.*, 2006).

1988 and 2003-2006 (Hedd et al. in review). However, crustacean diversity declined: fewer species of hyperiid amphipods were consumed in 2003-2006 and small euphausiids *Thysannoesa sp.* were absent from diets; the later paralleling changes in spring diets of capelin and winter diets of murre species in the region (see below). Nesting chronology on Gull Island, Witless Bay 2003-2005 was similar to that reported for nearby Great Island in 1982 and 1984 (Huntington et al. 1996), suggesting that the timing of breeding has remained relatively constant across this period. Stable trends in Leach's Storm-Petrel populations, diet composition and timing of breeding suggest favourable feeding conditions in recent decades (Hedd et al. in review).

Chez les océanites cul-blanc, le régime alimentaire des oisillons repose surtout sur le poisson (plus de 75 % du régime alimentaire; surtout des lanternes mésopélagiques, de la famille des Myctophidae) et les crustacés; sur le plan de la composition générale, le régime alimentaire était généralement comparable entre 1987-1988 et 2003-2006 (Hedd et *al.*, en cours d'examen). Cependant, la diversité des crustacés a décliné : les oisillons ont consommé moins d'espèces d'amphipodes hypéridés en 2003-2006, et les petites espèces d'euphausiacés *Thysannoesa* sp. étaient absentes de leur alimentation; cette dernière constatation permet de faire un parallèle avec les changements survenus dans le régime alimentaire printanier, à base de capelan, et le régime alimentaire hivernal des espèces de guillemots de la région (voir ci-devant). La chronologie de nidification des océanites cul-blanc à l'île Gull, dans la baie de Witless, pour les saisons 2003-2005 a été semblable à celle observée à l'île Great, située à proximité, en 1982 et en 1984 (Huntington *et al.*, 1996), ce qui laisse sous-entendre que les dates de la saison de reproduction sont demeurées relativement inchangées pendant cette période. Les tendances stables observées dans les populations d'océanites cul-blanc, dans la composition de leur régime alimentaire et dans les dates de leur saison de reproduction laissent sous-entendre que ces oiseaux ont bénéficié de conditions d'alimentation favorables au cours des dernières décennies (Hedd *et al.*, en cours d'examen).

Similar changes in food availability for wintering seabirds have been noted, although data are sparse. In Newfoundland waters, wintering murre diets were largely dominated by capelin in the 1950s (Tuck 1960). In the 1980s, fish (Arctic cod and capelin) were still the most important food item for wintering murres, with euphausiids making up a significant portion of the diet (Elliot et al. 1990). The importance of

Des changements similaires ont été observés relativement à la disponibilité de la nourriture pour les oiseaux marins qui hivernent, bien que les données soient peu nombreuses. Dans les années 1950, les guillemots peuplant les eaux de Terre-Neuve se nourrissaient principalement de capelan (Tuck, 1960). Dans les années 1980, le poisson (saida et capelan) représentait encore le type d'aliment le

invertebrates in the diet increased as the winter progressed (Elliot et al. 1990). By the 1990s, fish was present in the diet in similar portions, but capelin and Arctic Cod were both less abundant, and amphipods almost entirely replaced euphausiids as the dominant invertebrate in the diet (Rowe et al. 2000). Also, the decline in the proportion of fish in the diet over the winter season was no longer apparent, indicating that birds were already beginning to rely on invertebrate prey in late fall and early winter (Rowe et al. 2000).

plus important du régime alimentaire des guillemots qui hivernaient, les euphausiacés y représentant une vaste portion (Elliot *et al.*, 1990). À mesure que la saison hivernale progressait, les invertébrés gagnaient en importance dans le régime alimentaire (Elliot *et al.*, 1990). Dans les années 1990, celui-ci comportait une portion comparable de poisson, mais le capelan et le saida y étaient beaucoup moins abondants, et les amphipodes y avaient presque été totalement remplacés les euphausiacés en tant qu'invertébrés prédominants (Rowe *et al.*, 2000). En outre, la baisse de la proportion de poisson dans le régime alimentaire au cours de l'hiver n'était plus manifeste au cours de cette période, indiquant que les oiseaux avaient déjà commencé à dépendre de leur consommation d'invertébrés à la fin de l'automne et au début de l'hiver (Rowe *et al.*, 2000).

5.0 CONTAMINANTS - CONTAMINANTS

From: Dufour and Ouellet (2007)

Adapté de : Dufour et Ouellet (2007)

5.1 CHEMICAL CONTAMINATION – CONTAMINATION CHIMIQUE

Contaminants present in the marine environment include inorganic compounds that do not contain carbon and hydrogen, such as metals (mercury, cadmium, lead, etc.), and a massive range of organic compounds such as organotins (TBT), organochlorines (PCBs, DDT and metabolites, mirex, toxaphene, dioxins, furans, etc.), polybrominated hydrocarbons (PBDE), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), non–persistent pesticides (carbamates, triazines, organophosphore), detergent, pharmaceutical products, and others. Many of the organic contaminants are hydrophobic, which means that they could be absorbed on particulate matter and be taken up in the food chain. Some highly persistent organic pollutants are widespread in sediments and organisms. Metals as mercury accumulate in the biota in their organic form. Information on contaminants comes generally from

Parmi les contaminants présents dans l'environnement marin, mentionnons les composés inorganiques – qui ne contiennent pas de regroupement d'atomes de carbone et d'hydrogène dans leur composition chimique, comme les métaux (ex. mercure, cadmium, plomb, etc.), les composés organométalliques comme le tributyl-étain (TBT), ainsi qu'une très vaste gamme de composés organiques bioaccumulables et persistants, comme les organochlorés (ex. BPC, DDT et ses métabolites, mirex, toxaphène, dioxines et furannes, etc.), les organobromés (ex. PBDE), et d'autres composés moins persistants et bioaccumulables comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), certains pesticides (carbamates, triazines, organophosphorés), les détergents et les produits pharmaceutiques. Nombre de

studies of sediment or biota, rarely of water or atmosphere.

contaminants organiques sont hydrophobes, ce qui signifie qu'ils ont peu ou pas d'affinité pour l'eau, et qu'ils sont généralement absorbés sur des particules et dissout dans les gras des organismes favorisant ainsi leur incorporation dans la chaîne alimentaire. Les polluants organiques qui sont très persistants s'accumulent dans les sédiments et les organismes. Les métaux comme le mercure sont généralement présents dans le biote sous leur forme organique. En général, l'information sur les contaminants provient principalement d'études portant sur les sédiments ou le biote plutôt que l'eau et l'atmosphère.

Contaminants can have negative effects on the cells and tissues of exposed individuals, populations, and even entire communities. In fact, some contaminants taken up by an organism at the base of the food chain can travel up through trophic levels, becoming progressively more concentrated. The action of contaminants translates into physical effects, for example, metals act directly on cell membranes. Effects can also be physiological, as in the case of certain organic compounds, which have a chemical structure similar to that of hormones and can perturb the functioning of the endocrine, immune, and reproductive systems. The effects of contaminants also vary according to the species affected and on the level of contamination in the organism (the toxic load). For persistent compounds, the toxic load is generally proportional to the degree of exposure, and the organism's trophic level, and varies according to individual stage of development or physiological factors such as metabolism or sex. Some of the contaminants accumulated in females can be transferred to their eggs, embryos, or maternal milk.

Les contaminants peuvent avoir des effets négatifs sur les cellules et les tissus des individus exposés, des populations et même des communautés entières. En fait, certains contaminants qui s'introduisent dans un organisme situé à la base de la chaîne alimentaire peuvent remonter les niveaux trophiques en devenant de plus en plus concentrés. L'action des contaminants se traduit par des effets physiques ; par exemple, les métaux agissent directement sur les membranes des cellules. Ces effets peuvent également être physiologiques, comme c'est le cas de certains composés organiques qui possèdent une structure chimique semblable à celle des hormones et peuvent perturber le fonctionnement des systèmes endocriniens, immunitaires et reproducteurs. Les effets des contaminants varient également selon l'espèce touchée et le degré de contamination (charge toxique) de l'organisme. Pour les composés persistants, la charge toxique est généralement proportionnelle au degré d'exposition et au niveau trophique de l'organisme, et varie selon le stade de développement de l'individu ou de facteurs physiologiques, comme le métabolisme ou le sexe. Certains des contaminants accumulés dans les femelles peuvent être transférés à leurs œufs, à leurs embryons ou à leur lait.

Different types of toxicity are defined

On définit les différents types de toxicité

according to exposure. Acute toxicity, which may cause the loss of vital functions and mortality, is generally associated with a short period of exposure (from a few hours to a few days) to high concentrations of a chemical product (Ramade 1979). The acute toxicity of a wide range of toxic components is relatively easy to measure and often constitutes the only information available to evaluate the risks associated with a given environmental situation. This knowledge is useful, for example, in the case of an accidental spill. Acute exposure to sublethal concentrations of endocrine disruptive substances at a critical stage of development can lead to irreversible effects (e.g. Fairchild et al. 1999). Chronic toxicity can be defined as the sum of effects observed after medium– to long–term exposure to a contaminant. Longer term toxic effects observed are more insidious e.g. degradation of the general health of organisms or changes in their life cycle. This type of toxicity, which is much more common in the natural environment than acute toxicity, is difficult to detect and recognize.

Various tolerance thresholds have been proposed to establish the level of contamination or toxicity of a substance within the ecosystem (i.e., in the water column or in the sediments) as well as in living organisms (i.e., in the tissues of certain organs or in fatty tissue). Standard thresholds have also been established to determine the safety levels for human consumption. The concept of tolerance thresholds applies more readily to the less persistent compounds that present an uninterrupted exposure to the organisms without accumulating in their tissues.

selon l'exposition. La toxicité aiguë, qui peut causer la perte de fonctions vitales et la mort, est généralement associée à une courte période d'exposition (de quelques heures à quelques jours) à des concentrations importantes d'un produit chimique (Ramade, 1979). La toxicité aiguë d'une vaste gamme de composants toxiques est relativement facile à mesurer et constitue souvent la seule information disponible pour évaluer les risques associés à une situation environnementale donnée. Cette connaissance est utile, par exemple, dans le cas d'un déversement accidentel. Une exposition aiguë à des concentrations sublétales de produits perturbateurs du système endocrinien à un stade critique de développement peut conduire à des effets irréversibles (Fairchild *et al.*, 1999). On peut définir la toxicité chronique comme étant la somme des effets observés après une exposition à moyen et à long termes à un contaminant. Les effets toxiques observés à plus long terme sont souvent plus insidieux : dégradation de l'état de santé général des organismes et perturbations de leurs cycles biologiques. Ce type de toxicité, qui est beaucoup plus courant dans le milieu naturel que la toxicité aiguë, est difficile à détecter et à reconnaître.

On a proposé divers seuils de tolérance pour établir le degré de contamination ou la toxicité d'une substance dans l'écosystème (c. à d. dans la colonne d'eau ou dans les sédiments) ainsi que dans les organismes (c. à d. dans les tissus de certains organes ou dans les tissus adipeux). On a également établi des seuils pour déterminer le risque pour la consommation humaine. Le concept de seuils de tolérance s'applique plus difficilement aux composés moins persistants mais qui présentent une exposition continue aux organismes sans pour autant s'accumuler dans leurs tissues.

5.1.1 Sources, transport and distribution - Sources, transport et diffusion

The waters and sediments of the St. Lawrence contain numerous contaminants that come from a variety of sources. These sources vary according to the type of contaminant and can be localized or diffused within the system or external to it. The primary sources of contaminants in the St. Lawrence Estuary and Gulf are their tributaries, mainly the St. Lawrence and the Saguenay Rivers. Most contaminants come mainly from the large urban and industrial zones.

Les eaux et les sédiments du Saint Laurent contiennent de nombreux contaminants provenant de diverses sources. Ces sources varient selon le type de contaminant et peuvent être localisées ou diffuses dans le réseau ou, encore, de nature externe. Les principales sources des contaminants présents dans l'estuaire et le golfe du Saint Laurent peuvent provenir des affluents, en particulier le fleuve Saint Laurent et le Saguenay. Les contaminants proviennent surtout des grandes régions urbaines et industrielles.

The main local sources of contaminants are untreated urban, agricultural and industrial waste as well as resuspension of sediments, mainly through dredging activities. These more quantifiable and localized sources are subject to the application of environmental protection regulations. However, there are also diffuse and unquantifiable pollutants brought into the system by atmospheric transport (in the form of gases or aerosols) and by runoff from the St. Lawrence drainage basin, which is impacted by agricultural and forestry activities.

Les principales sources locales de contaminants sont les déchets urbains et industriels ainsi que la remise en suspension de sédiments, principalement attribuable à des activités de dragage. Ces sources davantage quantifiables et plus localisées sont soumises à l'application de règlements sur la protection de l'environnement. Cela dit, d'autres polluants répandus et non quantifiables sont introduits dans le système par voie atmosphérique (sous la forme de gaz ou d'aérosols) et par les eaux de ruissellement provenant du bassin versant du Saint Laurent, lequel subit les impacts de l'activité agricole et forestière.

Except for some pesticides (ex. TBT), persitent organic contaminants are generally not very soluble in water and the concentrations found in dissolved form are very low. Hydrophobic contaminants are transported in the ecosystem by suspended particulate matter onto which they can be attached by sorption[1]. As with suspended matter, sediments are their primary sink in the ecosystem. These processes also explain the greater concentrations of contaminants in the maximum turbidity zone (MTZ) of the Upper Estuary, the upstream section of the

Les contaminants organiques persistants (à l'exception par exemple du TBT) sont généralement peu solubles dans l'eau, et les concentrations dissoutes sont très faibles. Les contaminants hydrophobes sont transportés dans l'écosystème par des particules en suspension sur lesquelles ils peuvent se fixer par sorption[2]. Tout comme les particules en suspension, ces contaminants sont piégés par des sédiments, qui constituent leur principal lieu de stockage dans l'écosystème. Ces processus expliquent également pourquoi les concentrations de

[1] Assimilation of molecules of one substance by a material in a different phase. Adsorption (sorption on a surface) and absorption (sorption into bulk material) are two types of sorption phenomena. / Résulte de l'action de molécules de gaz ou de liquide mis en contact avec un matériau solide, et qui adhèrent à sa surface. L'adsorption (fixation de ces molécules de gaz ou de liquide à la surface) et absorption (fixation et transformation chimique des molécules) sont deux types de phénomènes de sorption.

Lower Estuary, and in the inner basin of the Saguenay Fjord. However, proximity to urban and industrial areas influences the concentration of contaminants in the sediments of the St. Lawrence. Heavier particles are deposited close to their source while smaller particles are transported over longer distances and are deposited in places where the currents are weak. This phenomenon results in the general contamination of the Estuary and the Gulf. There are also zones such as the Laurentian Channel and others that are even more contaminated. In shallow waters, physical phenomena, such as tides, storms and ice movement, and chemical phenomena, such as precipitation, adsorption of chemical products and the degradation of molecules in the sediments, continually redistribute contaminants into the environment.

Although sediments represent a final sink of contaminants, they can also be absorbed and accumulated in benthic and other marine organisms. This process is referred to as bioaccumulation and occurs when an organism cannot metabolize all the load of an absorbed contaminant. The contaminant then accumulates in fatty tissues if it is an organic compound or in all tissues in the case of metals. Organic compounds can also accumulate in other tissues depending on their solubility and the species. These contaminants are then transferred to organisms at higher trophic levels through predation and accumulate even more in living tissues. This phenomenon, called biomagnification, increases the quantity of persistent toxic molecules as they travel from lower to higher trophic levels, and explains why, in general, higher concentrations of contaminants are observed in top predators. A case in point is the belugas of the St. Lawrence, which have high levels

contaminants sont plus élevées dans la zone de turbidité maximale (ZTM) de l'estuaire moyen, dans la section en amont de l'estuaire maritime et dans le bassin intérieur du fjord du Saguenay. Cependant, la proximité des secteurs urbains et industriels influent sur la concentration de contaminants dans les sédiments du Saint Laurent. Les particules plus lourdes sont déposées près de leur source, tandis que les particules plus légères sont transportées sur de plus longues distances et sont déposées dans des endroits où les courants sont faibles. Ce phénomène entraîne la contamination de l'ensemble de l'estuaire et du golfe. Certaines zones, comme le chenal Laurentien sont encore plus touchées. Dans les eaux peu profondes, des phénomènes physiques (marées, orages et mouvement des glaces) et chimiques (précipitation, adsorption de produits chimiques et dégradation de molécules dans les sédiments) entraînent une rediffusion continuelle des contaminants dans l'environnement.

Bien que les sédiments soient considérés comme le dernier lieu d'entreposage des contaminants, ces derniers peuvent également être absorbés par des organismes marins (benthiques et autres) et s'y accumuler. Ce processus, appelé bioaccumulation, se produit lorsqu'un organisme ne peut métaboliser toute la charge de contaminant absorbée. Le contaminant s'accumule alors dans les tissus adipeux, s'il s'agit d'un composé organique, ou dans tous les tissus, s'il s'agit d'un métal. Les composés organiques peuvent néanmoins s'accumuler dans d'autres tissus selon leur solubilité et l'espèce. Ces contaminants sont ensuite transférés à des organismes de niveaux trophiques supérieurs par la prédation et s'accumulent encore davantage dans les tissus vivants. Ce phénomène, appelé bioamplification, accroît la quantité de molécules toxiques persistantes qui remontent les niveaux trophiques et explique pourquoi, en

of certain contaminants in their tissues.

général, on observe des concentrations plus élevées chez les prédateurs de niveaux trophiques élevés. Les bélugas du Saint Laurent, par exemple, présentent des concentrations élevées de certains contaminants dans leurs tissus.

5.2 METALS - MÉTAUX

A number of metals are normal constituents in living organisms and some are essential to biological processes such as photosynthesis and metabolism. They can, however, become toxic at high concentrations, which is why research on the quality of the aquatic environment generally pays special attention to their presence.

Un certain nombre de métaux sont des composants normaux des organismes vivants. Certains d'entre eux sont essentiels à des processus biologiques comme la photosynthèse et le métabolisme. Comme ils peuvent toutefois devenir toxiques à des concentrations élevées, la recherche concernant la qualité de l'environnement aquatique porte généralement une attention particulière à leur présence.

A large quantity of metals comes from industrial waste and urban effluents, agricultural activities, and dredging. These contaminants enter the St. Lawrence River directly from effluents and runoff and indirectly from the atmosphere. Metals present in the sediments in a bioavailable form can be bioaccumulated in the food web. Their bioavailability is essentially related to their solubility in water, which is governed by physical–chemical factors such as pH and the potential for oxidation–reduction (Eh), and the quantity of organic matter in suspension. As saline water has a higher pH than freshwater, the metals in the St. Lawrence, its tributaries, and the effluents flowing into them tend to precipitate when in contact with saline water. This explains why metal concentrations are generally higher in the Estuary than in the Gulf.

Une grande quantité de métaux provient des déchets industriels, des effluents urbains, des activités agricoles et du dragage. Ces contaminants qui entrent dans le fleuve Saint Laurent arrivent directement des effluents et des eaux de ruissellement et indirectement de l'atmosphère. Les métaux présents dans les sédiments sous une forme biodisponible peuvent être bioaccumulés dans le réseau trophique. Leur biodisponibilité est essentiellement imputable à leur hydrosolubilité, laquelle est fonction de facteurs physico chimiques comme le pH et le potentiel d'oxydoréduction (rédox), et de la quantité de matière organique en suspension. Comme l'eau salée affiche un pH plus élevé que celui de l'eau douce, les métaux présents dans le Saint Laurent, ses affluents et les effluents qui s'y versent ont tendance à se déposer par précipitation au contact de l'eau salée. Cela expliquerait pourquoi les concentrations de métaux sont généralement plus élevées dans l'estuaire que dans le golfe.

The annual influx of a large number of metals into the St. Lawrence at Québec City was calculated by Cossa et al. (1997) from data collected in 1995 and 1996.

L'afflux annuel d'un grand nombre de métaux dans le Saint Laurent, à la hauteur de la ville de Québec, a été calculé par Cossa *et al.* (1997) d'après des données

Their results showed considerable input of mercury and lead, two highly toxic metals. Little is known of the fate of these metals after passing from the freshwater of the St. Lawrence River to the brackish and saline waters of the Estuary. There is virtually no data on the metals present in the waters of the Upper Estuary between Île d'Orléans and the mouth of the Saguenay. The only data available for total mercury (dissolved and particulate) present in the waters of the Lower Estuary are those of Gobeil et al. (1983). These data indicate that concentrations of mercury vary little with depth.

Concentrations of metals in the sediments of the Estuary and the Gulf are better known. Gobeil (1991) determined the metal content in the sediments of some stations situated in the Laurentian Channel, between the Lower Estuary and Cabot Strait. He revealed the presence of concentration gradients of lead, mercury, zinc, and iron (Figure 44). The higher contamination observed in the upper reaches of the Lower Estuary is explained by the proximity to a greater number of sources of metals. As mentioned previously, contaminants in general have a tendency to accumulate close to their source and concentrations decrease according to distance from that source. The phenomenon was observed on a smaller scale in Baie des Anglais, one of the best known sources of other contaminants, situated on the north shore of the Estuary (Lee et al. 1999).

Gobeil et al. (1997) analysed the concentration of mercury, lead and cadmium in various tissues of fish and crustaceans taken in the Saguenay Fjord, the estuary and the northeast of the gulf of St. Lawrence. They observed the highest concentrations in the Saguenay Fjord. In other sites of the St. Lawrence river, concentrations observed in the liver, muscle tissues and gonades were weak

recueillies en 1995 et en 1996. Leurs résultats montrent un apport considérable de mercure et de plomb, deux métaux très toxiques. On connaît peu le devenir de ces métaux après leur transfert de l'eau douce du fleuve Saint Laurent aux eaux saumâtres et salées de l'estuaire. On ne dispose de pratiquement aucune donnée sur les métaux présents dans les eaux de l'estuaire moyen, entre l'île d'Orléans et l'embouchure du Saguenay. Les seules données disponibles pour le mercure total (dissous et particulaire) présent dans les eaux de l'estuaire maritime sont celles de Gobeil *et al.* (1983). Ces données indiquent que les concentrations de mercure varient peu avec la profondeur.

On connaît mieux les concentrations de métaux présents dans les sédiments de l'estuaire et du golfe. Gobeil (1991) a établi le contenu métallique des sédiments de certains sites du chenal Laurentien, entre l'estuaire maritime et le détroit de Cabot. Ses travaux révèlent l'existence d'un gradient de concentration pour le plomb, le mercure, le zinc et le fer (Figure 44). La contamination plus élevée observée dans les tronçons supérieurs de l'estuaire maritime s'explique par la proximité d'un plus grand nombre de sources de métaux. Comme on l'a mentionné précédemment, les contaminants ont généralement tendance à s'accumuler près de leur source, et les concentrations diminuent à mesure qu'on s'éloigne de cette source. On a observé ce phénomène sur une plus petite échelle dans la baie des Anglais, l'une des zones sources les plus connues de métaux et d'autres contaminants de la côte nord de l'estuaire (Lee *et al.*, 1999).

Gobeil *et al.* (1997) ont analysé les concentrations de mercure, de plomb et de cadmium dans divers tissus de poissons et de crustacés prélevés dans le fjord du Saguenay, l'estuaire et le nord est du golfe du Saint Laurent. On a observé les concentrations les plus élevées dans le fjord du Saguenay. Aux autres sites du fleuve Saint Laurent, les concentrations observées dans le foie, les tissus

and below Canadian norms for human consumption (0.5 mg kg^{-1} humid weight). However, metal concentration in the liver of fish, hepatopancreas of crustaceans (Rouleau et al. 2001) and gonads of fish and crustaceans were higher than those found in muscle tissues.

In 2001, concentrations of cadmium (Cd) in whole scallop cultured on the north shore of the St. Lawrence Estuary exceeded the European guideline for the protection of human health (2 g $Cd \cdot g^{-1}$ wet weight, now revised to 1 g $Cd \cdot g^{-1}$ wet weight). In 2002 to 2004, mean concentrations of Cd in whole wild scallop (*Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*) collected on the North shore of the St. Lawrence Estuary were also higher than 1 g $Cd \cdot g^{-1}$ wet weight. Concentrations of Cd were greater in *Platopecten* then in *Chlamys* with a greater proportion of Cd accumulated in the hepatopancreas in *Platopecten*. On the north shore of the St. Lawrence Estuary, most of the cadmium is from natural sources, originating from the natural rocks and transported in the rivers to the Estuary. The environmental factors promoting its accumulation in scallops and the pathways of transfer of cadmium in the food chain are under investigation (Guillemart 2006).

Concentrations of cadmium were recently found to be 10-20 times higher in the amphipod (*Themisto libellula*) compared to krill. In the early 2000s, changes in oceanographic conditions favored a marked increase in the biomass of *Themisto libellula*, a cold water species which then became more abundant than krill. The impact of these changes on exposure and risk of impacts for predators such as whales or fish are under investigation.

Kennedy and Benson's work (1993) on

musculaires et les gonades étaient faibles et en deçà des normes canadiennes pour la consommation humaine (0,5 mg kg^{-1}, poids humide). Cependant, les concentrations de métaux dans le foie de poissons, l'hépatopancréas de crustacés (Rouleau *et al.*, 2001) et les gonades de poissons et de crustacés étaient plus élevées que celles trouvées dans les tissus musculaires.

En 2001, les concentrations de cadmium (Cd) contenues dans toutes les cultures de pétoncle sur la rive-nord de l'estuaire du Saint-Laurent excédaient les normes Européennes pour la protection de la santé humaine (2 µg Cd g^{-1}, poids humide, maintenant révisé à 1 µg Cd g^{-1}, poids humide). De 2002 à 2004, les concentrations moyennes de Cd dans les pétoncles sauvages (*Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*) échantillonnées sur la rive nord de l'estuaire du Saint-Laurent étaient également plus élevées que 1 µg Cd g^{-1}, poids humide. Les concentrations de Cd étaient plus élevées chez *Placopecten* que chez *Chlamys* avec une proportion plus élevée de Cd accumulée dans l'hépatopancréas de *Placopecten*. La majorité du Cadmium présent sur la rive nord de l'estuaire du Saint-Laurent est de source naturelle (roche), et est transportée par les rivières jusqu'à l'estuaire. Les facteurs à l'origine de l'accumulation du Cd dans les pétoncles et de son transfert dans la chaîne alimentaire sont à l'étude (Guillemart, 2006).

Des concentrations de cadmium 10 à 20 fois plus fortes que chez le krill ont été récemment trouvées chez l'amphipode *Themisto libellula*. Des changements océanographiques récents ont fait augmenter la biomasse de cet amphipode, une espèce d'eau froide, lequel est maintenant plus abondant que le krill. Les impacts de ces changements sur l'exposition aux risques des prédateurs comme les baleines ou les poissons sont à l'étude

Les travaux de Kennedy et de Benson

mussels along the Newfoundland coast revealed a slight metal contamination. Nevertheless, the levels observed are within Canadian standards for human consumption. Arnac and Lassus (1985) determined metal content in the liver and muscle tissue of smelt sampled on the north shore of the St. Lawrence Estuary. The concentrations were relatively low in the muscle tissues. In most of the samples, concentrations of cadmium and lead were lower than the detection threshold. Levels of metals in the liver and gonads were higher, particularly those of copper and zinc. These concentrations point to a low level of metal contamination of this species at the beginning of the 1980s. However, it is impossible to determine the potential effects of this contamination on the population and to evaluate the risks of chronic toxicity.

(1993) sur les moules le long de la côte de Terre Neuve révèlent une légère contamination métallique. Néanmoins, les concentrations observées n'excèdent pas les normes canadiennes pour la consommation humaine. Arnac et Lassus (1985) ont analysé le contenu métallique du foie et des tissus musculaires d'éperlans prélevés sur la côte nord de l'estuaire du Saint Laurent. Les concentrations étaient relativement faibles dans les tissus musculaires. Dans la plupart des échantillons, les concentrations de cadmium et de plomb étaient inférieures au seuil de détection. Les concentrations en métaux mesurées dans le foie et les gonades étaient par contre plus élevées, en particulier pour le cuivre et le zinc. Ces concentrations indiquent une faible contamination par les métaux de cette espèce au début des années 1980. Il est toutefois impossible d'établir les effets potentiels de cette contamination sur la population et d'évaluer les risques de toxicité chronique.

In the Saguenay River in the early 1970s, concentrations of mercury in northern shrimp, Pandalus borealis, were 20 times higher than the Canadian Guideline for contaminants in fish and fish products (0.5 µg.g-1 wet weight). These observations led to the closure of the shrimp fishery in this area. The main source of mercury was a chloralkali plant closed in 1976. Since then, mercury concentrations have decreased in shrimp (Cossa 1990).

Au début des années 1970, les concentrations de mercure dans la crevette nordique, *Pandalus borealis*, dans le fjord du Saguenay, étaient 20 plus élevées que la norme Canadienne pour les contaminants chez les poissons et ses produits dérivés (0,5 µg g^{-1}, poids humide). Ces observations ont conduit à la fermeture de la pêche à la crevette dans le fjord du Saguenay. La principale source de mercure provenait d'un plan de chloralkali fermé en 1976. Les concentrations de mercure chez les crevettes ont diminué depuis cette date (Cossa, 1990).

In the Saguenay Fjord, there is a concern for possible effects of mercury and other metals in predators such as whales. Mercury is potentially immunotoxic[2], genotoxic[3] and neurotoxic[4]. The effects of in vitro exposure of beluga whale

Toutefois, une inquiétude demeure pour le fjord du Saguenay concernant les effets possibles du mercure et de d'autres métaux chez les prédateurs comme les baleines. Le mercure est potentiellement immunotoxique[3], génotoxique[4] et

[2] Toxic effects on the functioning of the immune system that result from exposure to chemical substances. / Effets toxiques sur le système immunitaire issus de l'exposition à des substances chimiques.
[3] Damaging to DNA: pertaining to agents (radiation or chemical substances) known to damage DNA, thereby causing mutations or cancer. / Causant des dommages à l'ADN : caractéristiques des agents (radiation ou composés chimiques) connus pour causer des dommages à l'ADN, et pouvant causer des mutations ou des cancers.
[4] Having a toxic effect on the nervous system. / Ayant des effets toxiques sur le système nerveux.

splenocytes[5] and thymocytes[6] to different concentrations of mercury chloride were evaluated. The concentrations of total mercury measured in the liver of adult St. Lawrence beluga whales were higher than those that were found to alter the proliferation of beluga whale splenocytes and thymocytes (De Guise et al. 1996). The micronucleus assay was used to test the genotoxic potential of mercury compounds in skin fibroblasts[7] of a beluga whale. Significant increases in micronuclei frequency were found at low concentrations of methylmercury (MeHg, 0.05 and 0.5 mg/ml) that are believed to be comparable to concentrations present in the tissues of certain beluga whales (Gauthier et al. 1998).

Mance (1987) and Sorensen (1991) reviewed the various effects of acute and sometimes chronic toxicity on marine organisms, indicating that crustaceans and fish are sensitive to high concentrations of metals in water. This sensitivity varies according to species and stage of development. Certain metals, such as lead and cadmium, have effects on membrane and muscle structures, causing bone and hematological abnormalities in fish.

At an upstream site of the Saguenay Fjord (Baie Éternité) contaminated with heavy metals (Hg, Pb, Zn, Cu), softshell clams (*Mya arenaria*) had lower condition and a delayed gonad maturation compared to a reference sites (Anse St Étienne and Moulin à Baudes) further downstream (Blaise et al. 2002, Gauthier-Clerc et al. 2002). Further studies are needed to identify the source of contamination and to demonstrate cause-effect relationship.

neurotoxique[5]. Les effets in vitro de l'exposition de splénocytes[6] et de thymocytes[7] de béluga à différentes concentrations de chlorure de mercure ont été évalués. Les concentrations de mercure mesurées dans le foie de bélugas adultes du Saint-Laurent étaient plus élevées que celles utilisées pour modifier la prolifération des splénocytes et des thymocytes de béluga (De Guise *et al.*, 1996). Un test du micronoyau fut utilisé pour évaluer le potentiel génotoxique des composés à base de mercure sur les fibroblastes[8] de la peau de béluga. Des augmentations significatives dans la fréquence des micronucleis furent trouvées à de faibles concentrations de methylmercure (MeHg, 0,05 et 0,5 mg/ml), concentrations qui semblent comparables à celles présentes dans les tissus de certains bélugas (Gauthier *et al.*, 1998).

D'après Mance (1987) et Sorensen (1991) qui ont examiné divers effets de la toxicité aiguë et parfois chronique chez les organismes marins, les crustacés et les poissons sont sensibles à la présence de concentrations élevées de métaux dans l'eau. Cette sensibilité varie selon l'espèce et le stade de développement. Certains métaux, comme le plomb et le cadmium, ont des effets sur les structures membranaires et musculaires et causent des déformations osseuses et des troubles hématologiques chez les poissons.

A un site en amont du fjord du Saguenay (Baie Éternité) contaminé avec des métaux lourds (Hg, Pb, Zn, Cu), la mye (*Mya arenaria*) avait un indice de condition plus faible et la maturation de ses gonades étaient retardées en comparaison des sites témoins (Anse Sainte–Étienne et Moulin à Baudes) situés plus loin en aval (Blaise *et al.*, 2002, Gauthier-Clerc, 2002). D'autres études sont nécessaires afin d'identifier les sources de contamination et de démontrer

[5] Monocytes (type of white blood cell) characteristically found in the splenic tissue. / Monocytes (un type de globule blanc) retrouvés dans la rate.
[6] Lymphocytes (type of white blood cell) arising in the thymus. / Lymphocytes (un type de globule blanc) retrouvés dans le thymus.
[7] A connective tissue cell. / Cellule du tissu conjonctif qui secrète du collagène et d'autres glycoprotéines.

les relations causes à effets.

In a more recent and exhaustive study, Gobeil et al. (1997) determined concentrations of mercury, lead, and cadmium in various tissues of fish and crustaceans in the Saguenay Fjord, the Estuary, and the northeast Gulf of St. Lawrence. The highest levels were observed in the Saguenay Fjord. In other places in the St. Lawrence River, concentrations observed in the liver, muscle tissues, and gonads were low and within Canadian standards for human consumption (0.5 mg kg–1, wet weight). However, metal levels in the liver of fish, the hepatopancreas of crustaceans (Rouleau et al. 2001), and the gonads of fish and crustaceans were higher than those found in muscle tissues.

Gobeil *et al.* (1997) ont analysé les concentrations de mercure, de plomb et de cadmium dans divers tissus de poissons et de crustacés prélevés dans le fjord du Saguenay, l'estuaire et le nord est du golfe du Saint Laurent. On a observé les concentrations les plus élevées dans le fjord du Saguenay. Aux autres sites du fleuve Saint Laurent, les concentrations observées dans le foie, les tissus musculaires et les gonades étaient faibles et en deçà des normes canadiennes pour la consommation humaine (0,5 mg kg^{-1}, poids humide). Cependant, les concentrations de métaux dans le foie de poissons, l'hépatopancréas de crustacés (Rouleau *et al.*, 2001) et les gonades de poissons et de crustacés étaient plus élevées que celles trouvées dans les tissus musculaires.

5.3 PCBS AND OTHER ORGANOCHLORINE CONTAMINANTS - BPC ET AUTRES CONTAMINANTS ORGANOCHLORÉS

Unlike metals, organochlorine contaminants are not found naturally in the environment. Their production and use on an industrial scale date from the 1930s and 40s. They are known for their thermal stability, their resistance to oxidation, and their dielectric properties. By the 1970s, the production and use of a number of these compounds had been limited and even prohibited in Canada. Despite these measures, these compounds, which are resistant to biodegradation, are still found in the environment. These compounds belong to a group of persistent organic pollutants (POP) that are the subject of the Stockholm Agreement, ratified by Canada in 2001 and implemented in 2006. They can be bioaccumulated by marine organisms and are found at every level of the food chain.

À la différence des métaux, les contaminants organochlorés n'existent pas à l'état naturel dans l'environnement. Leur production et leur utilisation à l'échelle industrielle remontent aux années 1930 et 1940. Ils sont reconnus pour leur stabilité thermique, leur résistance à l'oxydation et leurs propriétés diélectriques. Dans les années 1970, la production et l'utilisation d'un certain nombre de ces composés ont été restreintes et même interdites au Canada. En dépit de ces mesures, on trouve encore ces composés résistants à la biodégradation dans l'environnement. Ces douze groupes de composés appartiennent à un groupe de polluants organiques persistants (POP) visés par l'Accord de Stockholm, ratifié par le Canada en 2001 et mis en application en 2006. Ils peuvent se bioaccumuler dans des organismes marins et sont dispersés à tous les niveaux de la chaîne alimentaire.

PCBs (polychlorinated biphenyls) include a range of compounds with the same basic structure but with different combinations of

Les BPC (biphényles polychlorés) incluent une gamme de composés présentant la même structure de base, mais différentes

chlorine atoms. There are 209 possible combinations, called "congeners". Among the congeners, some can adopt a coplanary conformation and are recognized to be chiefly toxic. The production and use of PCBs is now restricted in Canada. DDT (dichlorodiphenyltrichloroethane), a pesticide used in the agriculture and forestry industies, was prohibited in Canada in 1985. PCDD/F are mainly the by–products of incomplete combustion of urban and industrial wastes containing organochlorine compounds. They are found in the effluents of some pulp and paper mills that use chlorine as a bleaching agent. The quantity of PCDD/F released by these mills has decreased by almost 100% since 1988. Toxaphene is a very complex mixture of chlorine compounds that was used in the United States as a wide–spectrum pesticide to replace DDT. It was banned by several countries, including Canada, at the beginning of the 1980s because of its toxicity. However, toxaphene is one of the most abundant organochlorine pesticides in biota from Great Lakes, western Canada lakes, the Canadian Arctic, and the St. Lawrence Estuary in eastern Canada (Gouteux et al. 2003). Aerial transport appears to be the most likely pathway for the introduction of toxaphene to Canada.

Some compounds present in the Estuary and the Gulf come mainly from the Great Lakes (Cossa 1990, Comba et al. 1993, Lebeuf and Nunes 2005). Other sources are industrial effluents, atmospheric emissions, and diffuse sources. Data on the contamination of sediments and the water column by organochlorines and pesticides are insufficient to build a global image of the contamination in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Research is concentrated more on contamination by PCBs, whose presence in the sediments of the entire St. Lawrence ecosystem was

combinaisons au niveau des atomes de chlore. Il existe 209 combinaisons possibles, appelées « congénères ». Parmi ces congénères, quelques uns peuvent adopter une conformation coplanaire et sont reconnus pour être particulièrement toxiques. La production de BPC est interdite au Canada alors que son utilisation est restreinte. Le DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane), un pesticide utilisé en agriculture et en foresterie, a été interdit au Canada en 1985. Les PCDD/F sont essentiellement les sous produits de la combustion incomplète de déchets urbains et industriels contenant des composés chlorés. On les trouve dans les effluents de certaines usines de pâtes et papiers qui emploient le chlore comme agent de blanchiment. La quantité de PCDD/F rejetée par ces usines a diminué de près de 100 % depuis 1988. Le toxaphène est un mélange très complexe de composés chlorés qui a été employé aux États Unis comme pesticide à large spectre pour remplacer le DDT. Il a été interdit dans plusieurs pays, y compris le Canada, au début des années 1980 en raison de sa toxicité. Cependant, le toxaphène est un des produits les plus abondants dans les Grand Lacs, les lacs de l'ouest Canadien, l'arctique Canadien et l'estuaire du Saint-Laurent dans l'est Canadien (Gouteux *et al.*, 2003). Sa dispersion par la voie des airs semble être le principal vecteur de sa propagation au Canada.

Certains composés présents dans l'estuaire et le golfe proviennent principalement des Grands Lacs (Cossa, 1990, Comba *et al.*, 1993, Lebeuf et Nunes, 2005). Parmi les autres sources, citons les effluents industriels, les émissions atmosphériques et les sources diffuses. Les données relatives à la contamination des sédiments et de la colonne d'eau par les organochlorés et les pesticides ne nous permettent pas de brosser un tableau d'ensemble de la contamination dans l'estuaire et le golfe du Saint Laurent. La recherche se concentre

confirmed by Couillard (1982). Gobeil and Lebeuf (1992) determined the total PCB concentrations present in the sediments from three locations in the Lower Estuary. The concentrations observed at the three stations are below the threshold established by the Ontario Ministry of the Environment and Energy (Belles–Isles and Savard 2000). Gobeil and Lebeuf (1992) also estimated that the average rate of PCB accumulation over the years 1980 to 1990 was 450 kg per year in the entire estuary. From data gathered in 1995–1996, Cossa et al. (1997) calculated the annual influx of PCBs (21 congeners) at the level of Québec City. They determined that the quantity of dissolved PCBs in the water entering the Estuary was 54.3 kg per year and the quantity of PCBs adsorbed onto particulate matter in suspension was 124.6 kg per year. Works of Lebeuf and Nunes (2005) confirmed these estimations and reported a cumulative charge of PCB in the Lower St. Lawrence estuary sediments in the order of 8.7 metric tons. Besides, the data indicate a probable decrease of PCB input into the Estuary in the last decades.

The most contaminated zones are generally those situated close to sources, for example, industrial and urban zones. There are several PCB–contaminated sites in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Baie des Anglais is one well documented case. Lacroix et al. (2001) found that the concentration of PCBs (sum of 20 congeners) in the contaminated sediments of the Baie was 1500 ng g^{-1} while in the beach sand, the levels were 13.6 ng g^{-1} dry weight. In the surface sediments of the Baie, Lee et al. (1999) measured PCB coplanar concentrations of 81.2 ng g^{-1} of dry sediment, which decreased with

davantage sur la contamination par les PBC, dont la présence dans les sédiments de l'ensemble de l'écosystème du Saint Laurent a été confirmée par Couillard (1982). Gobeil et Lebeuf (1992) ont établi les concentrations totales des BPC présents dans les sédiments à trois sites de l'estuaire maritime. Les concentrations observées aux trois sites sont inférieures au seuil établi par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (Belles-Isles et Savard, 2000). Gobeil et Lebeuf (1992) ont également estimé que le taux moyen d'accumulation des BPC au cours des années 1980 et 1990 se chiffrait à 450 kg par an dans l'ensemble de l'estuaire. D'après des données recueillies en 1995 et en 1996, Cossa *et al.*, (1997) ont calculé l'afflux annuel de BPC (21 congénères) à la hauteur de la ville de Québec. Ils ont déterminé que la quantité de BPC dissous dans l'eau à son entrée dans l'estuaire se chiffrait à 54,3 kg par an et que la quantité de BPC adsorbés sur des particules en suspension s'établissait à 124,6 kg par an. Les travaux de Lebeuf et Nunes (2005) viennent confirmer ces estimations en rapportant une charge accumulée en BPC dans les sédiments de l'estuaire maritime de l'ordre de 8,7 tonnes métriques. De plus, les profiles sédimentaires indiquent une nette diminution de l'introduction de BPC dans l'estuaire au cours des dernières décennies.

Les zones les plus contaminées sont généralement celles situées près des sources, comme les zones industrielles et urbaines. Il existe plusieurs sites contaminés aux BPC dans l'estuaire et le golfe du Saint Laurent. La baie des Anglais est un cas bien documenté. Lacroix *et al.* (2001) ont trouvé des concentrations de BPC (somme de 20 congénères) atteignant 1500 ng g^{-1} dans les sédiments contaminés de la baie des Anglais, alors que dans le sable de plage les niveaux atteignaient 13,6 ng g^{-1} en poids sec. Dans les sédiments de surface de cette baie, Lee *et al.* (1999) ont mesuré des

distance from the source down to 7.8 ng g^{-1} of dry sediment.

Lebeuf et al. (1999) determined the levels of PCBs (20 congeners) in the muscle and liver tissues of three species of groundfish in the Estuary and the northeast Gulf of St. Lawrence. The results are within the Canadian standards for consumption of marine products but indicate that fish living in the Estuary have much higher levels of contamination than those living in the northeast Gulf. The effects of the concentrations observed on the health of these organisms remain unknown. Note that PCB levels in liver and muscle tissue are higher than those of DDT, HCB, and mirex.

In high-latitude fish species, a marked seasonal cycle in energy reserves increases vulnerability to persistent contaminants. As fat is mobilized from the storage tissues, the body distribution of contaminants changes and their concentration in target tissues increases leading to an increased risk of toxicity. For example, in large-sized emaciated Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) sampled in spring in the St. Lawrence Estuary, hepatic PCB concentrations increased as lipid contents decreased and high PCB concentrations were related to suppression of the activity of a liver–CYP1A enzyme, suggestive of an hepatocellular injury. Suppression of CYP1A activity was not observed in large-sized tomcod from two less contaminated estuaries (the Miramichi and Restigouche estuaries, NB), also sampled in spring and having similar low hepatic lipid content but lower PCB concentrations. Further studies are needed to evaluate if hepatocellular injury is associated with impacts on growth, survival, and/or reproduction of the

concentrations de BPC coplanaires de 81,2 ng g^{-1} de sédiment sec, lesquelles diminuaient à mesure qu'on s'éloignait de la source pour atteindre 7,8 ng g^{-1} de sédiment sec.

Lebeuf *et al.* (1999) ont analysé les concentrations de BPC (20 congénères) dans les tissus musculaires et hépatiques de trois espèces de poisson de fond dans l'estuaire et le nord est du golfe du Saint Laurent. D'après les résultats, qui respectent les normes canadiennes pour la consommation des produits de la mer, les poissons qui fréquentent l'estuaire affichent des concentrations beaucoup plus élevées de contaminants que celles mesurées chez les poissons qui vivent dans le nord est du golfe. Les effets des concentrations observées sur la santé de ces organismes demeurent inconnus. Il convient de noter que les concentrations de BPC dans les tissus musculaires et hépatiques sont plus élevées que celles du DDT, de l'hexachlorobenzène et du mirex.

Pour les poissons de hautes latitudes, un cycle saisonnier bien défini des réserves énergétiques augmente la vulnérabilité aux contaminants persistants. Au fur et à mesure que le gras emmagasiné est mobilisé par l'organisme, la distribution des contaminants change et leurs concentrations dans les tissus cibles augmentent, conduisant à un risque plus élevé de toxicité. Chez des poulamons atlantiques (*Microgadus tomcod*) de grande taille et très amaigris, échantillonnés au printemps dans l'estuaire du Saint-Laurent, les concentrations de BPC du foie augmentaient en fonction de la diminution du contenu de gras. Les fortes concentrations de BPC étaient associées à la suppression de l'activité d'un enzyme métabolisant dans le foie (le cytochrome P4501A, CYP1A), ce qui suggérait un dommage des cellules hépatiques. La suppression de l'activité du CYP1A n'était pas présente chez des poulamons provenant de deux autres estuaires moins contaminés, i.e. ceux des rivières

St. Lawrence Estuary tomcod population (Couillard et al. 2004, 2005). PCBs are endocrine disruptive substances and may affect immune functions and reproduction and induce oxidative stress.

Miramichi et Restigouche, NB, échantillonnés également au printemps. Les poulamons de ces deux estuaires avaient un contenu hépatique en lipides faible et similaire, mais des concentrations de BPC plus faibles que celles retrouvées dans le Saint-Laurent. D'autres études sont nécessaires afin d'évaluer les dommages hépatocellulaires qui sont associées à des impacts sur la croissance, la survie, et/ou la reproduction de la population de poulamons de l'estuaire du Saint-Laurent (Couillard *et al.*, 2004, 2005). Les BPC sont des produits perturbant le système endocrinien et peuvent affecter les fonctions immunitaires et la reproduction.

Contamination with organochlorine contaminants has been incriminated as a potential cause for the recruitment failure observed in the St. Lawrence American eel (*Anguilla rostrata*) population in the 1980s. As a top predator, eels living in the Lake Ontario/St. Lawrence River accumulated high concentration of dioxin-like compounds including coplanar PCBs, PCDD/F. This group of toxic compounds acts via similar toxic mechanisms and the toxic potential of a mixture of these contaminants can be assessed (Walker and Peterson 1991). In a 1990 survey of migrating silver eel caught in the St. Lawrence estuary, the range of organochlorinated compounds in eel carcasses were: total PCBs (0.61-2.1 µg/g), chlorinated pesticides (0.23-0.70 µg/g – mostly DDT), and mirex (0.006-0.086 µg/g) (Hodson et al. 1994). Concentrations of PCD and PCDD/F were higher than 110 pg/g TEQ. Predicted concentrations in eel eggs would exceed the dose lethal for 100% of trout fries (80 pg/g) (Walker and Peterson 1991), and would cause a major deficit in population-wide recruitment, assuming that eels are as sensitive as lake trout.

La contamination par des produits organochlorés est perçue comme une cause potentielle de l'absence de recrutement chez l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dans les années 1980. Comme prédateur de haut niveau, les anguilles vivant dans la région du lac Ontario-fleuve Saint-Laurent ont accumulé de fortes concentrations de composés organochlorés apparentés aux dioxines incluant certains congénères coplanaires du BPC, les PCDD/F. Ces composés incluent les congénères coplanaires des BPC ainsi que certains congénères de dioxines et de furannes lesquels agissent selon des mécanismes toxiques similaires. Le potentiel toxique de la présence des composés de type 'dioxines' peut être évalué en calculant une concentration équivalente au congénère le plus toxique, le 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-para-dioxine ou TEQ (Walker et Peterson, 1991). Une évaluation des anguilles argentés en migration de l'estuaire du Saint-Laurent réalisée en 1990, montrait que les concentrations de produits organochlorés (poids humide) dans leur carcasse s'élevait entre 0,61–0,086 µg/g de BPC total, entre 0,23 et 0,70 µg/g de pesticides organochlorés, principalement du DDT, et entre 0,006 et 0,086 µg/g de mirex (Hodson *et al.*, 1994). Les concentrations de BPC et PCDD/F dans les carcasses

étaient supérieures à 110 pg/g TEQ. Les concentrations prédites dans les œufs des anguilles excéderaient de 100 % la dose létale pour les alevins de touladis (80 pg/g TEQ; Walker et Peterson, 1991), et causerait un déficit majeur dans le recrutement des populations puisque les anguilles sont aussi sensibles que les touladis.

Belugas are present year–round in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. These animals that have a diversified alimentation feed on fish and occupy a high trophic level. Their lifespan can be 80 years. The composition and concentrations of contaminants found in belugas can therefore give us an idea of the state of their environment. This is apparent in the results of a comparative analysis between animals from the Canadian Arctic and the St. Lawrence Estuary. The St. Lawrence beluga population has organochlorine concentrations much higher than those observed in the Arctic population (Muir et al. 1990). The contamination level of their diet can possibly explain the difference. Although a recent study showed a decrease of PCD and many other organochlorine compounds in the fat of St. Lawrence belugas between 1987 and 2002 (Lebeuf et al. 2007), there is a concern that organochlorines could induce endocrine disruption in beluga whales, promote neoplasia or contribute to immune dysfunction (Béland et al. 1993, De Guise et al. 1995 and 1998). Hermaphrodism was observed in stranded beluga whale and is indicative of possible endocrine disruption (DeGuise et al. 1994b). Besides, impaired immune function was observed in rodents fed with blubber of the St. Lawrence Estuary beluga whales (Lapierre et al. 1999, Fournier et al. 2000).

Les bélugas sont présents toute l'année dans l'estuaire du Saint Laurent. Ces animaux ont une alimentation diversifiée, occupent un niveau trophique élevé et peuvent vivre jusqu'à 80 ans. La composition et les concentrations des contaminants détectés chez les bélugas peuvent, par conséquent, nous renseigner sur l'état de leur environnement. Tel est le cas des résultats d'une analyse comparative réalisée entre des animaux de l'Arctique canadien et leurs cousins de l'estuaire du Saint Laurent. La population de bélugas du Saint Laurent affiche des concentrations d'organochlorés beaucoup plus élevées que celles observées dans la population arctique (Muir *et al.*, 1990). Or, la mesure du degré de contamination de leur diète pourrait expliquer cette différence. Bien qu'une étude récente rapporte une diminution des BPC et de plusieurs autres composés organochlorés règlementés dans le gras du béluga du Saint-Laurent entre 1987 et 2002 (Lebeuf *et al.*, 2007), on pense que les contaminants organochlorés peuvent induire des désordres endocriniens chez les bélugas, favoriser la formation de tumeurs ou le dysfonctionnement du système immunitaire (Béland *et al.*, 1993, De Guise *et al.*, 1995, 1998). L'hermaphrodisme fut observé chez des bélugas échoués et pourrait indiquer un problème de dysfonctionnement du système endocrinien (DeGuise *et al.*, 1994b). De plus, on a déjà observé des problèmes dans le fonctionnement du système immunitaire de rongeurs nourris avec du gras de bélugas du Saint-Laurent (Lapierre *et al.*, 1999, Fournier *et al.*,

2000).

Brochu et al. (1995) studied dioxin (PCDD) and furan (PCDF) contamination in the sediments and biota of two sites in the Lower Estuary: a test site at Baie des Milles Vaches and an industrialized site, Baie des Anglais. Their results indicated low levels of sediment contamination by the two compounds. Higher concentrations were found deeper in the sediments than at the surface (1–2 cm), which indicates a decrease in recent inputs of these two types of compounds in the environment. At both sites, whelks, shrimp, and snow crabs were sampled and their total PCDD and PCDF contents were determined. For the two sites and the two groups of compounds, concentrations found in crabs were higher than in the two other species, but concentrations in all three species were low. Altered immune function and contamination of liver tissue with PCBs was observed in American plaice (Hippoglossoides platessoides) exposed during 3-month to contaminated sediment collected in Baie des Anglais (Lacroix et al. 2001).

Brochu *et al.*, (1995) ont étudié la contamination par les PCDD/F dans les sédiments et le biote de deux sites de l'estuaire maritime : un site d'essai à la baie des Milles Vaches et un site industrialisé à la baie des Anglais. Leurs résultats ont indiqué une faible contamination des sédiments par les deux composés. Les concentrations étaient plus élevées en profondeur qu'en surface (entre un et deux centimètres), ce qui indique une diminution des apports récents de ces deux types de composés dans l'environnement. Aux deux sites, des buccins, des crevettes et des crabes des neiges ont été prélevés, et les concentrations totales de PCDD/F ont été mesurées chez ces spécimens. Pour les deux sites et les deux groupes de composés, les concentrations mesurées chez les crabes étaient plus élevées que celles observées chez les deux autres espèces, mais les concentrations étaient généralement faibles chez les trois espèces. Des fonctions immunitaires affaiblies et une contamination du foie par les BPC ont été observées chez des plies américaines (*Hippoglossoides platessoides*) exposées durant 3 mois à des sédiments contaminés prélevés dans la Baie des Anglais (Lacroix *et al.*, 2001).

5.4 POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHS) - HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

PAHs are chemical contaminants that come from natural sources, such as forest fires, or anthropogenic sources, such as aluminum smelters, petroleum and fuel oils and creosote–treated products. Not very soluble in water, PAHs are transported by particulate matter in suspension and are stored in sediments. They are persistent in the St. Lawrence waters. Hundred of PAH types are present in the environment. Sixteen of them are included in the Priority Substances List (PSL1) identified in the **Canadian Environmental Protection Act (CEPA)**.

Les HAP sont des contaminants chimiques qui proviennent de sources naturelles (p. ex. feux de forêt) ou de sources anthropiques comme les produits libérés par les alumineries et ceux à base de pétrole, d'huile et traités au créosote. Peu solubles dans l'eau, les HAP sont transportés sur des particules en suspension et stockés dans des sédiments. Ils persistent dans les eaux du Saint Laurent. Plusieurs centaines de HAP sont présents dans l'environnement. Seize de ces composés sont inclus dans la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP1) qui relève du champ d'application de la **Loi**

canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE).

There is little data on the PAH compounds present in the water column and in surface sediments. The only data available was gathered by Antonio Curtosi (Université du Québec à Rimouski, unpublished data) during sampling carried out in 2002–2003. Concentrations of PAHs in surface sediments observed at stations in the Estuary were higher than those observed in the Gulf, at Pointe–des–Monts, and in the Anticosti sector. This trend was reversed when we consider the results obtained from matter in suspension: PAH concentrations observed at the Pointe–des–Monts and Anticosti stations were higher than those of the stations in the Estuary (Figure 45). The concentrations remained below values that could cause toxic effects. However, it should be noted that even if the total PAHs value is lower than that of the minimal effect level, it does not mean that all the individual PAHs have concentrations below the threshold effect level. From data collected in 1995–1996, Cossa et al. (1997) calculated the annual influx of total PAHs (16 compounds) in the Estuary at the level of Québec City to be 2.2 t of dissolved PAHs and 8.2 t of PAHs adsorbed onto suspended particulate matter.

Il existe peu de données sur les composés HAP présents dans la colonne d'eau. Les seules données disponibles ont été recueillies par M. Antonio Curtosi (Université du Québec à Rimouski, données non-publiées) pendant un échantillonnage réalisé en 2002 et en 2003. Les concentrations d'HAP dans les sédiments de surface observées aux sites de l'estuaire étaient supérieures à celles mesurées dans le golfe, à Pointe des Monts et dans le secteur d'Anticosti. Cette tendance s'oppose aux résultats obtenus pour les particules en suspension : les concentrations d'HAP observées aux sites de Pointe des Monts et d'Anticosti étaient supérieures à celles des sites de l'estuaire (Figure 45). Les concentrations demeurent en deçà des valeurs susceptibles de causer des effets toxiques. Cela dit, il convient de noter que même si la valeur des HAP totaux est inférieure au seuil d'effet mineur, cela ne signifie pas que tous les HAP sont présents à des concentrations inférieures à ce seuil. D'après les données recueillies en 1995 et en 1996, Cossa et al. (1997) ont calculé que l'afflux annuel des HAP totaux (16 composés) dans l'estuaire à la hauteur de la ville de Québec se chiffrait à 2,2 t d'HAP dissous et à 8,2 t d'HAP adsorbé sur des particules en suspension.

The effects of PAHs on marine organisms in the Estuary and Gulf of St. Lawrence are not very well known. Pelletier et al. (1999) determined the PAH concentrations in various tissues of groundfish and crustaceans. Besides, PAH concentrations are below the detection limits in the muscle tissue of cod, Canadian plaice, thorny skate, and black turbot in the Estuary and the Gulf. However, the livers of black turbot in the Estuary and the Gulf are slightly contaminated by benzo[a]anthracene (mean concentration of approximately 8 $\mu g\ kg^{-1}$ wet weight). Also, slight contamination by benzo[a]pyrene was observed in the hepatopancreas of snow

On ne connaît pas très bien les effets qu'ont les HAP sur les organismes marins vivant dans l'estuaire et le golfe du Saint Laurent. Pelletier *et al.*, (1999) ont mesuré les concentrations d'HAP dans divers tissus de poissons de fond et de crustacés. De plus, on a constaté que les concentrations d'HAP sont inférieures aux limites de détection dans les tissus musculaires de la morue, de la plie canadienne, de la raie épineuse et du flétan noir dans l'estuaire et le golfe. Toutefois, les foies du flétan noir de l'estuaire et du golfe sont légèrement contaminés par le benzo[a]anthracène (concentrations moyennes d'environ 8 µg

crabs captured in the Estuary and analyses of the muscle tissues of northern shrimp in the Estuary and Gulf have revealed fluoranthene, pyrene, benzo[a]anthracene, and phenanthrene.

kg^{-1} de poids humide). Aussi, une légère contamination par le benzo[a]pyrène a été observée dans l'hépatopancréas de crabes des neiges capturés dans l'estuaire et des analyses des tissus musculaires de crevettes nordiques de l'estuaire et du golfe ont révélé la présence de fluoranthène, de pyrène, de benzo[a]anthracène et de phénanthrène.

The low contamination observed in these organisms can be explained by their efficiency in degrading these chemical compounds. Fish are particularly efficient in metabolizing these contaminants. Unlike invertebrates, vertebrates have a group of enzymes that enable them to eliminate a number of chemical molecules, including hydrocarbons. This is also the case for marine mammals. The metabolism of genotoxic PAHs by cytochrome P4501A enzymes generates electrophilic metabolites which bind DNA and causes the formation of DNA adducts. DNA adducts may lead to mutation and to cancer (French et al. 1996).

La faible contamination observée dans ces organismes peut s'expliquer par l'efficacité de ces derniers à dégrader ces composés chimiques. Les poissons sont particulièrement efficaces pour métaboliser ces contaminants. À la différence des invertébrés, les vertébrés produisent un groupe d'enzymes qui leur permettent d'éliminer un certain nombre de molécules chimiques, dont les hydrocarbures. C'est également le cas des mammifères marins. La métabolisation des HAP génotoxiques par les enzymes CP1A génère des métabolites qui lient l'ADN et causent la formation d'adduits à l'ADN. Ces adduits à l'ADN peuvent causer des mutations et des cancers (French *et al.,* 1996).

PAHs have effects on the survival, growth, and reproduction of both invertebrate and vertebrate organisms. They may cause the digestive system tumours observed in some belugas stranded along the St. Lawrence (DeGuise et al. 1994a, Martineau et al. 2002) and the pre–neoplastic lesions observed in the liver of some American eels migrating in the St. Lawrence estuary (Couillard et al. 1997). Exposure to PAHs during development in fish embryos can cause serious abnormalities in the form of malformations (teratogenic effects) and mutations (genotoxic effects) (Couillard 2002).

Les HAP ont des effets sur la survie, la croissance et la reproduction des organismes invertébrés et vertébrés. Ils sont potentiellement la cause des tumeurs au système digestif observées chez certains bélugas échoués sur les côtes du Saint Laurent (DeGuise *et al.,* 1994, Martineau *et al.,* 2002) et les lésions prénéoplastiques observées dans le foie de certaines anguilles migrantes dans l'estuaire du Saint-Laurent (Couillard *et al.,* 1997). L'exposition des embryons de poissons aux HAP pendant leur développement peut causer de graves anomalies prenant la forme de malformations (effets tératogènes) et de mutations (effets génotoxiques) (Couillard, 2002).

In 1991, two times higher concentrations of metabolites of PAH in the bile and five times higher concentration of bulky DNA adducts in the liver were found in the St. Lawrence Estuary tomcod collected on their breeding grounds in the Batiscan

En 1991, des concentrations de métabolites de HAP deux fois plus élevés dans la bile, et des concentrations d'adduits à l'ADN cinq fois plus élevés dans le foie furent trouvées chez des poulamons de l'estuaire du Saint-Laurent

River (QC) compared to Miramichi Estuary tomcod (Wirgin et al. 1994). In contrast, in 2001, tomcods from the St. Lawrence Estuary had similar concentrations of PAH metabolites in the bile and only 1.5 times higher concentrations of DNA adducts in the liver compared to Miramichi Estuary tomcod. Aluminum smelters located on the shore of the St. Lawrence Estuary have been identified as a major source of PAHs and have considerably reduced their emissions of PAHs since 1988 (Couillard et al. 2005).

Martineau et al. (2002) proposed that one important source of exposure of beluga whales could be the ingestion of PAH contaminated benthic preys such as polychetes. Recently, the toxicity associated with ingestion of polychetes (*Nereis sp.*) collected in the beluga whale habitat was assessed using the fish, *Fundulus heteroclitus* as a predator. Preliminary results indicate that Nereis collected at different sites in the St. Lawrence beluga whale habitat contain a complex mixture of bio-available chemicals (including PAHs and PCBs) which can cause induction of CYP1A in predators ingesting them and potentially other toxic effects (Couillard et al. 2007).

échantillonnés sur leurs sites de reproduction dans la rivière Batiscan (QC), comparés à des poulamons échantillonnés dans l'estuaire de la rivière Miramichi (NB) (Wirgin *et al.*, 1994). Par contre, en 2001, les niveaux de métabolites de HAP des poulamons provenant de l'estuaire du Saint-Laurent étaient similaires dans la bile, et les niveaux d'adduits à l'ADN, seulement 1,5 fois plus élevés dans le foie que ceux de l'estuaire de la Miramichi. Les alumineries établies le long des rives du Saint-Laurent ont été identifiées comme les sources principales de HAP et ont considérablement réduit leur émission depuis 1988 (Couillard *et al.*, 2005).

Martineau *et al.* (2002) ont proposé qu'une des sources importantes de contamination des bélugas proviendrait de leurs proies benthiques (e.g. polychètes) contaminées par les HAP. Récemment, la toxicité associée à l'ingestion de vers polychètes (*Nereis sp.*) provenant de l'habitat des bélugas fut évaluée en utilisant le choquemort (*Fundulus heteroclitus*) comme prédateur. Les résultats préliminaires montrent que les Nereis échantillonnés dans l'habitat du béluga du Saint-Laurent contiennent un mélange complexe de produits chimiques bio-disponibles, incluant les HAP et les BPC. Ces produits peuvent augmenter l'activité de l'enzyme CYP1A chez les prédateurs qui les ingèrent et peuvent causer d'autres effets toxiques (Couillard *et al.*, 2007).

5.5 ORGANOMETALLIC COMPOUNDS - COMPOSÉS ORGANOMÉTALLIQUES

Organometallic compounds form a relatively little–known family that can be differentiated by the presence of a metal–carbon bond. Tin and mercury form stable organometallic compounds in the marine environment. Tributyltin (TBT) and its metabolites dibutyltin (DBT) and monobutyltin (MBT) are given particular consideration here. TBT is a powerful biocide with a very wide range of applications. It is especially used in anti–fouling paints to reduce the attachment of algae and invertebrates onto the hulls of

Les composés organométalliques forment une famille relativement peu connue que l'on peut différencier par la présence d'un lien métal carbone. L'étain et le mercure forment des composés organométalliques stables dans l'environnement marin. On portera ici une attention particulière au tributylétain (TBT) et à ses métabolites le dibutylétain (DBT) et le monobutylétain (MBT). Le TBT est un biocide puissant utilisé dans une très vaste gamme d'applications. On le trouve en particulier dans les peintures antisalissures destinées

ships. In the St. Lawrence Gulf and Estuary, its presence is mainly due to leaching from boat hulls. Urban sewage represents a major source of DBT, an anti–oxidant agent produced through the degradation of plastics. The highest concentrations of butyltins have been found in ports and commercial shipping anchorage areas (Maguire 1992).

A regulation adopted in Canada in 1989 stipulates that only vessels over 25 metres and small aluminium boats may use TBT–based antifouling paints. However, contamination of harbors and areas with high shipping activities is still occurring due to ongoing use of TBT on large vessels and to persistence of TBT in sediments and marine biota. Despite regulations, ecotoxicologically relevant contamination of marine ecosystems is persisting, particularly in sediments (Fent 2006).

There is little data published on levels of TBT in the water column and sediments of the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Mamelona and Pelletier (2003) observed concentrations of 9.7 to 13.8 ng Sn l^{-1} at Les Méchins on the south shore of the Lower Estuary. There is a large shipyard and a dry dock located in this area. Concentrations of 5 ng Sn l^{-1} have also been observed in the region of Rimouski close to marinas. These results seem low given the proximity to potential sources of TBT.

A recent study (2003) carried out by Michaud and Pelletier (2006) resulted in the first data on TBT in the sediments of the Estuary and Gulf. The data reveal contamination of sediments in the Laurentian Channel that is 10 to 20 times lower than what has been observed at

à réduire l'encrassement des coques de bateaux par les algues et les invertébrés. Dans le golfe et l'estuaire du Saint Laurent, sa présence est principalement imputable à la lixiviation des revêtements des coques de bateaux. Les eaux usées d'origine urbaine constituent une source importante de DBT, qui est un agent antioxydant produit par la dégradation des plastiques. Les concentrations les plus élevées de butylétains ont été trouvées dans des ports et des lieux d'ancrage de navires de transport commerciaux (Maguire, 1992).

D'après un règlement adopté au Canada en 1989, on ne peut utiliser les peintures antisalissures à base de TBT que sur les navires de plus de 25 mètres et les petits bateaux à coque d'aluminium. Cependant, la contamination des ports et de d'autres régions ayant un niveau d'activités portuaires élevé est toujours en cours dû à l'usage continu du TBT sur les gros navires et à la persistance du TBT dans les sédiments et les habitats marins. En dépit de la réglementation, la contamination écotoxicologique des écosystèmes marins est toujours présente, particulièrement dans les sédiments (Fent, 2006).

Il existe peu de données publiées concernant les concentrations de TBT dans la colonne d'eau et les sédiments de l'estuaire et du golfe du Saint Laurent. Mamelona et Pelletier (2003) ont observé des concentrations oscillant de 9,7 à 13,8 ng Sn l^{-1} à Les Méchins, sur la côte sud de l'estuaire maritime, où l'on trouve un grand chantier naval et une cale sèche. On a également observé des concentrations de 5 ng Sn l^{-1} dans la région de Rimouski, près des marinas. Ces résultats semblent faibles, étant donné la proximité des sources potentielles de TBT.

Une étude récente réalisée par Marie Hélène Michaud (Michaud et Pelletier, 2006) a permis d'obtenir les premières données sur le TBT dans les sédiments de l'estuaire et du golfe en 2003. Les données révèlent que la contamination des sédiments dans le chenal Laurentien est

other sites closer to the shores of the Estuary and Gulf.

Saint–Louis et al. (1997) observed generalized contamination of sediments in the Lower Estuary with total concentrations varying from <1 to 410 ng Sn g^{-1} (dry weight) at Les Méchins, Baie–Comeau, Rimouski Est, Parc National du Bic, and Gros–Cacouna. Sediments and mussels from Les Méchins were the most highly contaminated, with mean TBT concentrations of 40±12 ng Sn g^{-1} in the sediments and 106±37 ng Sn g^{-1} (dry weight) in the mussels.

Pelletier and Normandeau (1997) observed concentrations of butyltins below 50 ng Sn g^{-1} (dry weight) in mussel tissues from sites between Bic and Gaspé. All along the south shore of the Estuary, mussels are exposed to low concentrations of butyltins, the main compound being DBT. Viglino et al. (2006) reported 890-993 ng Sn g^{-1} (dry weight) in bivalves compared 86-239 ng g^{-1} (dry weight) in burrowing dwelling organisms in the Saguenay Fjord. At the same site, the Acadian redfish (*Sebastes fasciatus*) feeding preferentially on shrimp and small crustaceans rich in TBT had a contamination level about three times higher than eelpout (*Licodes vahlii*) feeding on burrowing species.

As effective biocides, TBT and its derivatives are also toxic to marine organisms and can damage certain organs and hormonal systems. A few hundredths of a nannogram of TBT per litre of water is enough to cause acute toxicity in invertebrate species and plankton and a few milligrams per litre causes an acute toxic reaction in fish. Chronic toxic effects in the form of tissue damage have been observed at concentrations below

de 10 à 20 fois inférieure à celle observée à d'autres sites situés plus près des côtes dans l'estuaire et le golfe.

Saint-Louis *et al.* (1997) ont observé une contamination généralisée des sédiments côtiers de l'estuaire maritime, les concentrations totales variant de <1 à 410 ng Sn g^{-1} (poids sec) à Les Méchins, à Baie Comeau, à Rimouski Est, au Parc national du Bic et à Gros Cacouna. Les sédiments et les moules à Les Méchins étaient les plus fortement contaminés, affichant des concentrations moyennes de TBT de 40±12 ng Sn g^{-1} dans les sédiments et de 106±37 ng Sn g^{-1} (poids sec) dans les moules.

Pelletier et Normandeau (1997) ont observé des concentrations de butylétains dans les tissus de moules inférieures à 50 ng Sn g^{-1} (poids sec) à des sites situés entre Le Bic et Gaspé. Tout le long de la côte sud de l'estuaire, les moules sont exposées à de faibles concentrations de butylétains, dont le principal composé est le DBT. Viglino *et al.* (2003) ont trouvé des concentrations de TBT entre 890 et 993 ng Sn g^{-1} (poids sec) chez des bivalves comparées à des concentrations entre 86 et 239 ng g^{-1} chez des organismes fouisseurs dans le fjord du Saguenay. Au même site, les sébastes (*Sebastes fasciatus*) se nourrissant préférablement de crevettes et de petits crustacés riches en TBT avaient un niveau de contamination approximativement trois fois plus élevé que la licode (*Licodes vahlii*) se nourrisant sur les espèces fouisseuses.

Les biocides efficaces que représentent le TBT et ses dérivés sont également toxiques pour les organismes marins et peuvent endommager certains organes et systèmes hormonaux. Quelques centaines de nanogrammes de TBT par litre d'eau suffisent pour causer des effets toxiques aigus chez des espèces d'invertébrés et de plancton, et quelques milligrammes par litre d'eau suffisent pour causer une réaction toxique aiguë chez les poissons.

1 ng Sn l^{-1} (Fent 1996). Neurotoxic, embryotoxic, hepatotoxic, and immunotoxic effects have also been observed in fish (Fent 1996 and 2006). Recently, androgenic effects of TBT have been reported in fish. Exposure of early life stage of zebrafish (*Danio rerio*) to environmental levels of TBT (1 ng Sn l^{-1}) causes masculinisation (male biased sex ratio) and irreversible sperm damage (McAllister and Kime 2004). A large variety of organisms, in particular early life stages, are susceptible to low TBT concentrations and bioaccumulation leads to significant exposure of marine biota including marine mammals (Fent 2006). However, the effects of TBT on bivalves are more documented. In bivalves, slowed growth, disruptions to reproduction, and an interference with the ability of oysters to secrete calcium carbonate have been observed (Smith 1981). The most well–known and most spectacular toxic effect is a sexual mutation called imposex, which is observed in gastropods. For example, concentrations of TBT in the tissues of whelks have been correlated with the masculinization of females, meaning the development of male sexual characteristics which impede normal reproduction of the species.

On a observé des effets toxiques chroniques prenant la forme de dommages tissulaires à des concentrations inférieures à 1 ng Sn l^{-1} (Fent, 1996). On a également observé des effets neurotoxiques, embryotoxiques, hépatotoxiques et immunotoxiques chez les poissons (Fent, 1996 et 2006). Les effets androgéniques du TBT ont récemment été étudiés chez les poissons. L'exposition durant les premiers stades de vie du poisson zèbre (*Danio rerio*) à des niveaux environnementaux de TBT (1 ng Sn l^{-1}) ont causé une masculinisation (sex-ratio biaisé en faveur des mâles) et des damages irréversibles à leurs spermatozoïdes (McAllister et Kime, 2004). Une grande variété d'organismes, particulièrement dans leurs premiers stades de vie, sont sensibles à des concentrations faibles de TBT, et sa bioaccumulation résulte en une contamination significative des habitats et organismes marins incluant les mammifères (Fent, 2006). Cependant, les effets du TBT sur les bivalves sont mieux connus. On a effectivement observé chez les huîtres une diminution de la croissance, des perturbations de la reproduction et une interférence avec la capacité à sécréter du carbonate de calcium (Smith, 1981). L'effet toxique le mieux connu et le plus spectaculaire est une mutation sexuelle appelée l'effet « imposex », observée chez les gastéropodes. Par exemple, on a établi une corrélation entre des concentrations de TBT dans les tissus de buccins et la masculinisation des femelles, c'est à dire l'apparition des caractères sexuels mâles qui empêchent la reproduction normale de l'espèce.

Prouse and Ellis's (1997) work reveals a high frequency of imposex in female whelks in the Gulf and Les Méchins (St. Lawrence Estuary). Imposex was observed at 13 of the 34 sites examined. Moreover, in Sydney (NS), all female whelks with concentrations of 74 ng Sn g^{-1} (wet weight) presented the effects of imposex. Imposex was also observed in

Les travaux de Prouse et d'Ellis (1997) ont révélé une fréquence élevée de l'effet « imposex » chez les buccins femelles dans le golfe et à Les Méchins (estuaire du Saint Laurent). L'effet « imposex » a été observé à 13 des 34 sites examinés. Également, à Sydney (N. É.), cet effet était présent chez tous les buccins femelles affichant des concentrations de 74 ng

whelk collected at two sites located in the Baie des Ha! Ha!: at Port Alfred and at the mouth of the Baie des Ha! Ha! where 53% and 13% of the whelk were affected respectively (Viglino et al. 2006).

Saint–Louis et al. (2000) and Saint–Jean et al. (1999) studied concentrations of TBT, DBT, and MBT in surface sediments and mussels from four sites in the southwest region of the Gulf. The Shediac site was the most highly contaminated. The absence of mussels at this site could be related to the high concentrations of contaminants in the sediments, which may have caused death or inhibited the development of larvae. At other sites, concentrations observed in mussels are between 5 and 671 ng Sn g^{-1} (dry weight). Mussels sampled at the Shediac, Miramichi, Summerside, Pictou, and Cardigan sites have contamination levels that range from moderate to high.

Sn g^{-1} (poids humide). De l'imposex fut aussi observé dans des buccins provenant de deux sites de la Baie des Ha! Ha! (Port Alfred et l'entrée de la Baie des Ha! Ha!), où 53 % et 13 % des buccins respectivement étaient affectés (Viglino *et al.*, 2006).

Saint-Louis *et al.* (2000) et Saint-Jean *et al.* (1999) ont étudié les concentrations de TBT, de DBT et de MBT dans les sédiments de surface et les moules de quatre sites de la région sud ouest du golfe. Le site de Shediac était le plus fortement contaminé. L'absence de moules à ce site pourrait même être imputable aux concentrations élevées de contaminants dans les sédiments, ce qui aurait pu causer la mort ou inhibé le développement des larves. À d'autres sites, les concentrations observées chez les moules variaient de 5 à 671 ng Sn g^{-1} (poids sec). Les moules prélevées aux sites de Shediac, de Miramichi, de Summerside, de Pictou et de Cardigan affichaient des taux de contamination allant de moyens à élevés.

Gagné et al. (2003) reported 109±18 ng Sn g^{-1} (dry weight) in gonads of softshell clams collected in baie Ste Catherine, an intertidal harbour located at the mouth of the Sagueny fjord in the St. Lawrence Estuary. The sex ratio in clams was significantly skewed toward males at this site compared to a control site, Moulin à Baude. Moreover, females collected in Baie Ste Catherine had lower condition and gonadosomatic indices, vitellin-like proteins in their gonads and lower capacity to production of estradiol from their gonad (Gagné et al. 2003). Delayed gametogenesis and low progesterone levels was observed in clams collected in Rimouski harbour, located in the St. Lawrence estuary and contaminated with TBT, compared to a reference site, Anse à l'Orignal (Siah et al. 2003).

L'étude de Gagné *et al.* (2003) a rapporté une concentration moyenne de 109±18 ng Sn g^{-1} (poids sec) de TBT dans les gonades de myes provenant de la Baie Sainte-Catherine, un port côtier situé à l'entrée du fjord du Saguenay dans l'estuaire du Saint-Laurent. Le rapport des sexes était biaisé en faveur des mâles comparé à celui du site contrôle du moulin à Baude. De plus, les myes femelles provenant de Baie Sainte-Catherine avaient des indices de condition et gonadosomatique plus faibles ainsi qu'une réduction des protéines vitellines et de la capacité de production d'estradiol par leurs gonades (Gagné *et al.*, 2003). Une gametogénèse retardée et des niveaux de progestérone faibles furent observés chez des myes provenant du port de Rimouski dans l'estuaire du Saint-Laurent, qui est contaminé par les TBT, comparé aux myes d'un site de référence situé à l'Anse à l'Orignal plus en amont (Siah *et al.*, 2003).

5.6 NEW CONTAMINANTS - NOUVEAUX CONTAMINANTS

Today, particular molecules used for industrial purposes have physical–chemical characteristics and structures very similar to those of compounds (such as PCBs) that have been prohibited for many years. Exposure to these chemical molecules, whose properties and concentrations in the environment are still practically unknown, poses potential unknown hazards to marine life.

Certaines molécules utilisées aujourd'hui dans l'industrie possèdent des structures et des caractéristiques physico chimiques très similaires à celles de composés (comme les BPC) qui sont interdits depuis de nombreuses années. L'exposition à ces molécules chimiques, dont on ne connaît toujours pratiquement pas les effets et les concentrations dans l'environnement, pose des risques inconnus pour la vie marine.

A case in point is that of polybrominated compounds that are used as flame retardants in clothing, carpets, and sofas, and which have a multitude of other domestic and industrial uses. Recent work (Law et al. 2003, Lebeuf et al. 2004a) has revealed that polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in beluga blubber have increased considerably between 1988 and 1999. PBDEs cause thyroid dysfunction, neurological defects, and neurobehavioural toxicity in fish (Timme-Laragy et al. 2006). Safe (1984)

Considérons par exemple le cas des composés polybromés (PBDE) utilisés pour leurs propriétés ignifugeantes dans les vêtements, les tapis et les sofas et dont on fait une multitude d'autres utilisations domestiques et industrielles. Des travaux récents (Law *et al.*, 2003, Lebeuf *et al.*, 2004) ont révélé que les concentrations de PBDE dans la graisse des bélugas ont augmenté considérablement entre les années 1988 et 1999. Les PBDE causent un dysfonctionnement de la thyroïde, des altérations neurologiques et de la toxicité

demonstrated that the potential toxic action of these molecules could be similar to those of PCBs but that their solubility in water is much lower, which could reduce their consequences. PBDE has the potential to interact with PCBs. Lebeuf et al. (2006) have shown that induction of metabolic activities in tomcod injected intraperitoneally (IP) with PCB126 affected the pattern of bioaccumulation of polybrominated compounds and potentially their toxicity to fish.

neurocomportementale chez les poissons (Timme-Laragy *et al.*, 2006). Safe (1984) a démontré que le potentiel d'action toxique de ces molécules pourrait être similaire à celui des BPC mais que leur solubilité dans l'eau est beaucoup plus faible, ce qui peut réduire leurs effets. Les PBDE peuvent potentiellement interagir avec les BPC. Lebeuf *et al.*, (2006) ont montré que l'induction des activités métaboliques chez les poulamons traités par injections intrapéritonéales de BPC126 affectait le patron de bioaccumulation des PBDE et leur potentiel de toxicité chez les poissons.

Sometimes, attention and analytical effort is concentrated only on a chemical "mother" molecule, when in fact it can be metabolized and some of the metabolites are more bioavailable. For example, the principal metabolites of DDT degradation are DDD (dichloro-diphenyl-dichloro-ethane) and DDE (1,1-dichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethene), which today are the dominant types of DDT compounds present in marine mammals. However, we know little about their properties in the marine environment. Another example is that of the PAH metabolites, which have been analyzed very little in the organisms of the Estuary and the Gulf although some researchers believe that they are carcinogenic to belugas. Besides, PCB and polybrominated compounds metabolites have recently been reported in St. Lawrence beluga whales at higher levels than in Arctic beluga whales (McKinney et al. 2006).

Parfois, l'attention et les efforts d'analyse ne sont concentrés que sur une molécule chimique « mère » alors que, dans les faits, cette dernière peut être métabolisée et que certains de ses métabolites sont davantage biodisponibles. Par exemple, les principaux métabolites issus de la dégradation du DDT sont le DDD (dichloro-diphenyl-dichloro-ethane) et le DDE (1,1-dichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethene), qui sont aujourd'hui les produits de décomposition du DDT les plus présents chez les mammifères marins. Cependant, nous connaissons peu leurs propriétés dans l'environnement marin. Un autre exemple est celui des métabolites des HAP, qui ont été très peu analysés chez les organismes de l'estuaire et du golfe, bien que certains chercheurs estiment qu'ils sont cancérogènes chez les bélugas. Enfin, des métabolites des BPC et BPDE ont récemment été rapportés chez le beluga du Saint-Laurent à des niveaux supérieurs au béluga de l'arctique (McKinney *et al.*, 2006).

There are also other non–chemical contaminant sources that can cause harmful effects to marine organisms in the St. Lawrence that have not been mentioned in this report due to a lack of available data. These sources include:

Il existe également d'autres sources de contamination susceptibles de causer des effets nocifs chez des organismes marins dans le Saint Laurent qui n'ont pas été mentionnées dans le présent rapport en raison d'un manque de données. Ces sources incluent :

1) urban waste, which contains other types of organic molecules (such as pharmaceuticals, estrogens and hormones) and which can affect the life

1) les déchets urbains, qui contiennent d'autres types de molécules organiques (comme des molécules pharmaceutiques, des œstrogènes et des hormones) et qui

cycle of all marine organisms. Furthermore, urban wastes introduce pathogenic bacteria, viruses, and parasites, whose behaviour in the marine environment is almost completely unknown;

2) agricultural wastes, which contain large quantities of organic matter, nitrates, and phosphates as well as some pesticides and herbicides that have not yet been clearly identified in the marine environment. In addition, this type of contamination is not very well documented.

In July and August 2002, concentrations of « new » pesticides were measured in the water of 8 freshwater tributaries located on the south shore of the St. Lawrence Estuary, from St. Roch-des-Aulnaies to Pointe-au-Père. Nine pesticides were detected at low concentrations (<1.7 µg l-1). The highest concentrations of pesticides (Dicamba, Mecoprop, MCPA, 2,4-D et 2,4-DB) were found at Trois Pistoles and Pointe-au-Père. Atrazine was detected at Isle-Verte and Kamouraska at levels up to 0.16 µg l^{-1}. In 2003, water from 4 sampling sites, Isle-Verte, Trois Pistoles, Bic and Pointe-au-Père were sampled on 10 occasions between May and September. Eight pesticides were detected at low frequency with peak concentrations generally found in early July. The most frequently detected pesticides were simazine, metolachlore and 2,4-D while atrazine was not detected at any of the sites. Only carbofuran was detected at the control site (Bic). Water concentrations were below the current chronic toxicity guidelines for the protection of aquatic organisms (Lebeuf et al. 2004b).

In the North Atlantic, short-term exposure of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) to endocrine disrupting substances in their natal freshwater environments later lead to detectable effects on their growth and survival at the time of their migration to saltwater. Fairchild et al. (1999) noted a

peuvent perturber les cycles biologiques de tous les organismes marins. Les déchets urbains contiennent des parasites, des virus et des bactéries pathogènes dont on connaît à peine le comportement dans l'environnement marin ;

2) les déchets agricoles, qui contiennent de grandes quantités de matières organiques, de nitrates et de phosphates, ainsi que certains pesticides et herbicides dont la présence n'a pas encore été clairement établie dans l'environnement marin. En outre, ce type de contamination n'est pas très bien documenté.

En juillet et août 2002, des concentrations de pesticides furent mesurées dans l'eau de huit affluents d'eau douce situés sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent, de Saint-Roc-des-Aulnaies à Pointe-au-Père. Neuf pesticides étaient présents en faibles concentrations (< 1.7 µg/l). Les concentrations de pesticides (dicamba, mecoprop, MCPA, 2,4-D et 2,4-DB) les plus élevées furent trouvées à Trois Pistoles et Pointe-au-Père. L'atrazine fut détecté à l'Isle-Verte et à Kamouraska à des niveaux jusqu'à 0,16 µg/l. En 2003, l'eau de quatre sites d'échantillonnage (Isle-Verte, Trois Pistoles, Bic et Pointe-au-Père fut échantillonné à 10 occasions entre mai et septembre. Huit pesticides furent détectés à faibles concentrations avec des maxima généralement trouvés au début juillet. Les pesticides les plus fréquemment détectés étaient le simazine, le metolachlore et le 2,4-D mais l'atrazine ne fut détecté à aucun des sites. Seulement le carbofuran fut détecté au site de référence du Bic. Les concentrations de pesticide dans l'eau n'atteignaient pas l'actuel seuil chronique de toxicité requis pour la protection des organismes aquatiques (Lebeuf *et al.*, 2004b).

Dans l'Atlantique Nord, l'exposition du saumon atlantique (*Salmo salar*) à des perturbateurs du système endocrinien dans leur environnement naturel en eau douce s'est traduite, plus tard, par des effets mesurables sur la croissance et la survie lors de leur migration en eau salée.

relationship between aerial spraying with Matacil® in the forests of Atlantic Canada and subsequent returns of salmon between 1975 and 1985. This problem was associated to a solvent used in the pesticide formula, 4-nonylphenol (4-NP) which is an endocrine disruptive compound. Two 24-h pulse-exposures to 4-NP during the late stage of smoltification induced experimentally an increased proportion of salmon showing poor growth during the first 5 months in seawater (Fairchild et al. 2002). Other toxic chemicals including the widely used herbicide atrazine have been recently shown to cause delayed impact on the capacity of Atlantic salmon to adapt to seawater (Waring and Moore 2004). Fortin et al. (2007) have shown that a short term exposure to environmentally realistic concentrations of atrazine affected osmotic control in mummichog (Fundulus heteroclitus) larvae with possible effects on buoyancy, survival and recruitment.

Fairchild *et al.* (1999) ont noté une relation entre le taux de pulvérisation aérienne du Matacil® dans les forêts du Canada Atlantique et les retours subséquents du saumon entre 1975 et 1985. Le problème provenait d'un solvant utilisé dans la formule d'un pesticide (4-nonylphenol [4-NP]) qui est un composé perturbateur du système endocrinien. Une exposition en laboratoire de stades tardifs de smoltification au 4-NP durant 2 périodes de 24 heures a augmenté la proportion de saumons ayant une croissance plus faible durant les 5 premiers mois de leur séjour en eau salée (Fairchild *et al.*, 2002). D'autes substances chimiques toxiques incluant l'atrazine, un herbicide largement utilisé, causent aussi un impact à retardement sur la capacité du saumon atlantique à s'adapter à l'eau de mer (Waring *et Moore*, 2004). Fortin *et al.* (2007) ont montré qu'une exposition à court terme à des concentrations d'atrazine réalistes au point de vue environnemental, affectait le contrôle osmotique chez les larves de choquemort avec des effets potentiels sur la flottabilité, la survie et le recrutement.

ACKNOWLEDGEMENTS - REMERCIEMENTS

Many persons participated directly or indirectly to the redaction and/or revision of the document and we would like to thank particularly those that contributed the most in helping us to achieve the level of quality and vulgarisation needed for this kind of document: Véronique Lesage, Tony Gaston and collaborators for their sections on marine mammals and marine birds borrowed from recent research documents, and Michel Gilbert from MLI for his comments and support all along the work. Finally, we would like to thank Dominique Gascon (MLI), Jacques A. Gagné (MLI) and Suzanne Roy (ISMER-UQAR) who revised the document.

De nombreuses personnes ont participé directement ou indirectement à la rédaction ou à la révision de ce document, et nous aimerions remercier en particulier ceux qui nous ont le plus aidés à atteindre le niveau de qualité et de vulgarisation nécessaire pour ce type de document : Véronique Lesage, Tony Gaston et collaborateurs pour les sections sur les mammifères marins et oiseaux marins empruntées de documents de recherche récents, et Michel Gilbert, de l'IML, pour ses commentaires et son soutien tout au long de ce travail. Finalement, nous aimerions remercier Dominique Gascon (IML), Jacques A. Gagné (IML) et Suzanne Roy (ISMER-UQAR), qui ont révisé le document.

REFERENCES

Abraham, K.F. and B.K.Lim. 1990. First minke whale, Balaenoptera acutorostrata, record for JamesBay. Can. Field-Nat. 104: 304-305.

Aguilar, A., A. Borrell and P.J.H. Reijnders. 2002. Geographical and temporal variation in levels of organochlorine contaminants in marine mammals. Mar. Environ. Res. 53: 425-452.

Allen, G.M. 1939. True's beaked whale in Nova Scotia. J. of Mammol. 20: 259-260.

Anderson, D. M. 1989. Toxic algal blooms and red tides: A global perspective. *In* T. Okaichi, D.M. Anderson, and T. Nemoto (Editors), Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology. Elsevier Science, New York, pp. 11-16.

Anonymous. 1999a. The sei whale. Mar. Fish. Rev. 61: 52-58.

Anonymous. 2001. Report of the Scientific Committee, London 2001. International Whaling Commission. Cambridge, U.K.

Anonymous. 2003. Les baleines noires de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent: un catalogue des individus identifiés entre 1994 et 2001. Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins. Tadoussac, Canada. No. 43.

Anonymous. 2007. Report of the 2006 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 12 to 18, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 652-880.

Arai, M. 2001. Pelagic coelenterates and eutrophication: a review. Hydrobiol. 451: 69-87.

Arnac, M. et C. Lassus. 1985. Accumulation de quelques métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) chez l'éperlan (*Osmerus mordax*) prélevé sur la rive Nord de l'estuaire du Saint–Laurent. Water Res. 19: 725–734.

Attrill, M.J., J. Wright and M. Edwards. 2007. Climate-related increases in jellyfish frequency suggest a more gelatinous future for the North Sea. Limnol. Oceanog. 52: 480–485.

Baillie, S.M. and I.L. Jones. 2004. Responses of Atlantic Puffins to a decline in Capelin abundance at the Gannet Islands, Labrador. Waterbirds 27: 102–111.

Baird, R.W. 2001. Status of killer whales, *Orcinus orca*, in Canada. Can. Field-Nat. 115: 676-701.

Banks, R.E. 1966. The cold layer in the Gulf of St. Lawrence. J. Geophys. Res. 71: 1603–1610.

Barco, S. G., W.A. McLellan, J.M. Allen, R.A. Asmutis-Silvia, R. Mallon-Day, E.M. Meagher, D.A. Pabst, J. Robbins, R.E. Seton, W.M. Swingle, M.T. Weinrich and P.J. Clapham. 2002. 40 Population identity of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the waters of the US mid-Atlantic states. J. Cetac. Res. Man. 4: 135-141.

Beck, C.A., W.D. Bowen, J.I. McMillan and S.J. Iverson. 2003. Sex difference in the diving behaviour of a size-dimorphic capital breeder: the grey seal. An. Behaviour 66: 777-789.

Beck, G.G., T.G. Smith and M.O. Hammill. 1993. Evaluation of body condition in the Northwest Atlantic harp seal (Phoca groenlandica). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 1372-1381.

Béland, P., D. Martineau, P. Robichaud, R. Plante and R. Greendale. 1987. Échouages de mammifères marins sur les côtes du Québec dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent de 1982 à 1985. Rap. tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1506: 1-44.

Béland, P., R. Michaud and D. Martineau. 1985. Recensements de la population de bélugas (Delphinapterus leucas) du Saint-Laurent par embarcations en 1985. Rap. tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1545: 1-21.

Béland, P., S. DeGuise, C. Girard, A. Lagace, D. Martineau, R. Michaud, D.C.G Muir, R.J. Norstrom, E. Pelletier, S. Ray and L.R. Shugart. 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence beluga whales. J. Great Lakes Res. 19(4): 766-775.

Belles–Isles, J.–C. et J.–P. Savard. 2000. Élaboration d'un plan de travail pour la révision des critères intérimaires de la qualité des sédiments et détermination des bruits de fond de certains métaux et HAP dans le Saint–Laurent. Volet 1. Plan de travail du processus de révision des critères de qualité. Volet 2. Évaluation de la pertinence des bruits de fond. Groupe conseil Génivar inc.

Benjamins, S., D.W. Kulka, and J. Lawson. 2008. Incidental catch of seabirds in Newfoundland and Labrador gillnet fisheries, 2001-2003. Endangered Species Res. 5: 149-160.

Benoît, H.P. 2006. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: results of the 2004-2005 comparative fishing experiments and other recommendations for the analysis of the survey data. Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2006/008.

Benoît, H.P. and D.P. Swain. 2003. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: adjusting for changes in research vessel, gear and survey protocol. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2505: iv + 95 pp.

Benoît, H.P. and D.P. Swain. 2008. Impacts of environmental change and direct and indirect harvesting effects on the dynamics of a marine fish community. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2088-2104.

Benoît, H.P., M.-J. Abgrall and D.P. Swain. 2003. An assessment of the general status of marine and diadromous fish species in the southern Gulf of St. Lawrence based on annual bottom-trawl surveys (1971-2002). Can.Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2472: iv + 183 pp.

Bérubé, M., C. Berchok and R. Sears. 2001. Observation of a male-biased sex ratio in the Gulf of St. Lawrence fin whales (Balaenoptera physalus): temporal, geographical, or group structure segregation? Mar. Mammal Sci. 17: 371-381.

Birkhead, T.R. 1993. Great Auk Islands A.C. Black, London. 320 pp.

Birkhead, T.R. and D.N. Nettleship. 1985. Ecological relationships between alcids breeding at the Gannet Clusters, Labrador. Ms. Report, Canadian Wildlife Service, Dartmouth, N.S.

Birkhead, T.R. and D.N. Nettleship. 1987. Ecological relationships between Common Murres, Uria aalge, and Thick-billed Murres, Uria lomvia, at the Gannet Islands, Labrador III. Feeding ecology of the young. Can. J. Zool. 65: 1638–1649.

Birkhead, T. R. and D. N. Nettleship. 1995. Arctic fox influence on a seabird community in Labrador: a natural experiment. Wilson Bull. 107: 397-412.

Bjørge, A., D. Thompson, P. Hammond, M. Fedak, E. Bryant, H. Aarefjord, R. Roen and M. Olsen. 1995. Habitat use and diving behaviour of harbour seals in a coastal archipelago in Norway. *In* Blix, A. S. et al. (Editors). Whales, seals, fish and man. pp. 211-223. Elsevier Science B.V. Amsterdam, The Netherlands.

Blaise, C., F. Gagné, J. Pellerin, P.-D. Hansen and S. Trottier. 2002. Molluscan shellfish biomarker study of the Quebec, Canada, Saguenay fjord with the soft-shell clam, *Mya arenaria*. Environ. Toxicol. 17(3): 170-86.

Blasco, D., L. Bérard–Therriault, M. Levasseur and E. Vrieling. 1996. Temporal and spatial distributions of the ichthyotoxic dinoflagellate *Gyrodinium aureolum* Hulburt in the St. Lawrence, Canada. J. Plankton Res. 18: 1917–1930.

Boivin, Y. and INESL. 1990. Survols aériens pour l'estimation de la distribution saisonnière et des déplacements des bélugas. Institut National d'Écotoxicologie du Saint-Laurent. Rimouski, Qc. pp. 1-91.

Bonneau, A.E., J.Y. Couture and M. Levasseur. 2002. Le programme de monitorage des algues toxiques de la région duQuébec : un outil précieux pour le développement des connaissances. AZMP Bull. No. 2: 24-26.

Boulva, J. and I.A. McLaren. 1979. Biology of the harbor seals, Phoca vitulina, in eastern Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 200: 1-24.

Bourdages, H., D. Archambault, B. Bernier, A. Fréchet, J. Gauthier, F. Grégoire, J. Lambert and L. Savard. 2008. Preliminary results from the groundfish and shrimp multidisciplinary survey in August 2008 in the northern Gulf of St. Lawrence. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1210: x+73 pp.

Bourdages, H., L. Savard, D. Archambault, and S. Valois. 2007. Results from the August 2004 and 2005 comparative fishing experiments in the northern Gulf of St. Lawrence between the CCGS Alfred Needler and the CCGS Teleost. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2750: ix+57 pp.

Bourgault, D. and V.G. Koutitonsky. 1999. Real–time monitoring of the freshwater discharge at the head of the St. Lawrence Estuary. Atmosphere–Ocean 37: 203–220.

Bourque, M. and P. Archambault. 2007. Benthic Ecology Meeting Atlanta, GA. USA, 21-24 March.

Bousfield, E. L. 1951. Pelagic Amphipoda of the Belle Isle Strait region. J. Fish. Res. Board Can. 8(3): 134-163.

Bowen, W.D., J.I. McMillan and W. Blanchard. 2007. Reduced population growth of gray seals at Sable Island: evidence from pup production and age of primiparity. Mar. Mammal Sci. 23: 48-64.

Bowen, W.D., M.O. Hammill, M. Koen-Alonso, G. Stenson, D.P. Swain and K. Trzcinski. 2009. Seal Impacts Workshop II. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2009.

Bowen, W.D., R.A. Myers and K. Hay. 1987. Abundance estimation of a dispersed, dynamic population: hooded seals (Cystophora cristata) in the northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 282-295.

Bowen, W.D., S. L. Ellis, S.J. Iverson and D.J. Boness. 2003. Maternal and newborn life-history traits during periods of contrasting population trends: implications for explaining the decline of harbour seals (Phoca vitulina), on Sable Island. J. Zool. London 261: 155-163.

Brochu, C., S. Moore and E. Pelletier. 1995. Polychlorinated dibenzo–p–dioxnis and dibenzofurans in sediments and biota of the Saguenay Fjord and the St. Lawrence Estuary. Mar. Pollut. Bull. 30: 515–523.

Brodeur, R.D., C.E. Mills, J.E. Overland, G.E. Walters and J.D. Schumacher. 1999. Evidence for a substantial increase in gelatinous zooplankton in the Bering Sea, with possible links to climate change. Fish. Oceanog. 8: 296–306.

Brodeur, R.D., H. Sugisaki and G.L.Jr. Hunt. 2002. Increases in jellyfish biomass in the Bering Sea: implications for the ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 233: 89–103.

Brodie, P.F. 1975. Cetacean energetics, an overview of intraspecific size variation. Ecology 56: 152-161.

Brown, M.R., P.J. Corkeron, P.T. Hale, K.W. Schultz and M.M. Bryden. 1995. Evidence of sexsegregated migration in the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). Proceedings of the Royal Society of London B 259: 234-250.

Brownell, R.L. Jr, W.F. Perrin, L.A. Pastene, P.J. Palsbøll, J.G. Mead, A.N.. Zerbini, T. Kasuya and D.D. Tormosov. 2000. Worldwide taxonomic status and geographic distribution of minke whales (*Balaenopetera acutorostrata* and *B. bonaerensis*). document SC/52/O27. International Whaling Commission Meeting. pp. 1-13.

Bryant, R. L., I.L. Jones and J.M. Hipfner. 1999. Responses to changes in prey availability by Common and Thick-billed Murres at the Gannet Islands, Labrador. Can. J. Zool. 77: 1278-1287.

Caddy, J.F., E. Wade, T. Surette, M. Hebert and M. Moriyasu. 2005. Using an empirical traffic light procedure for monitoring and forecasting in the Gulf of St. Lawrence fishery for the snow crab, Chionoecetes opilio. Fish. Res. 76: 123-145.

Caldeira, K. and M.E. Wickett. 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. Nature 425, 365 pp.

Carscadden, J.E., W.A. Montevecchi, G.K. Davoren and B.S. Nakashima. 2002. Trophic relationships among capelin (Mallotus villosus) and marine birds in a changing ecosystem. ICES J. Marine Sci. 59: 1027-1033.

CETAP. 1982. A characterization of marine mammals and turtles in the mid- and north-Atlantic areas of the U.S. outer continental shelf. Cetacean and turtle Assessment Program Contract No. AA551- CT8-48. Bureau of Land Management, U.S. Department of the Interior, Washington, DC. University of Rhode Island. pp. 1-590.

Chabot, D. and J.-D. Dutil. 1999. Survival and growth of Atlantic cod in hypoxia. J. Fish. Biol. 55: 472-491.

Chapdelaine, G., P. Laporte and D.N. Nettleship. 1987. Population, productivity and DDT contamination trends of Northern Gannets (Sula bassanus) at Bonaventure Island, Québec, 1967-1984. Can. J. Zool. 65: 2922-2926.

Chapdelaine, G. A.W. Diamond, R.D. Elliot and G.J. Robertson. 2001. Status and population trends of the Razorbill in eastern North America. Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. No. 105: 21 pp.

Chardine, J.W. 2000. Census of Northern Gannet colonies in the Atlantic Region in 1999. Technical Report Series No. 361. Canadian Wildlife Service, Atlantic Region. Iv. + 23 pp.

Chardine, J.W., Robertson, G.J., Ryan, P.C., and Turner, B. 2003. Abundance and distribution of Common Murres breeding at Funk Island, Newfoundland 1972 and 2000. Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser. No. 404.

Chouinard, G.A., D.P. Swain, M.O. Hammill and G.A. Poirier. 2005. Covariation between grey seal (Halichoerus grypus) abundance and natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1991-2000.

Clapham, P.J. 2002. Humpback whales *Megaptera novaeangliae*. *In* Perrin, W. F.et al. (Editors). Academic Press. San Diego, CA. Encycloped. mar. mam.. pp. 589-592.

Clapham, P. J., Baraff, L. S., Carlson, C. A., Christian, M. A., Mattila, D. K., Mayo, C. A., Murphy, M. A., and Pittman, S. 1993. Seasonal occurrence and annual return of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the southern Gulf of Maine. Can. J. Zool. 71: 440-443.

Clark, C.W. 1994. Blue deep voices: insights from the Navy's Whales '93 program. Whalewatcher 28: 6- 11.

Clark, C.W. 1995. Application of US Navy underwater hydrophone arrays for scientific research on whales. Rep. Int. Whal. Commn 45: 210-212.

Coakes, A., S. Gowans, P. Simard, J. Giard, C. Vashro and R. Sears. 2005. Photographic identification of fin whales (*Balaenoptera physalus*) off the Atlantic coast of Nova Scotia, Canada. Mar. Mam. Sci. 21: 323-326.

Collie, J.S., S.J. Hall, M.J. Kaiser and I.R. Poiner. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. J. Anim. Ecol. 69: 785-798.

Coltman, D.W., G. Stenson, M.O. Hammill, T. Haug, C.S. Davis and T.L. Fulton. 2007. Panmictic population structure in the hooded seal (*Cystophora cristata*). Mol. Ecol. 16(8): 1639-1648.

Comba, M.E., R.J. Norstrom, C.R. Macdonald and K.L.E. Kaiser. 1993. A Lake Ontario–Gulf of St. Lawrence dynamic mass budget for mirex. Environ. Sci. Technol. 27: 2198–2206.

Comeau, N. 1945. La vie et le sport sur la côte nord, du Bas Saint-Laurent et du Golfe. Éditions Garneau. Québec. 372 p.

COSEWIC. 2002. COSEWIC assessment and update status report on the Blue Whale *Balaenoptera musculus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON.

COSEWIC. 2003a. COSEWIC assessment and status report on the sei whale *Balaenoptera borealis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. pp. 1-27.

COSEWIC. 2003b. COSEWIC assessment and update status report on the humpback whale *Megaptera novaeangliae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. pp. 1-25.

COSEWIC. 2003c. COSEWIC assessment and update status report on the North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. pp. 1-28.

COSEWIC. 2005. COSEWIC assessment and update status report on the fin whale *Balaenoptera physalus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. pp. 1-37.

COSEWIC. 2006. COSEWIC assessment and update status reports on the harbour porpoise *Phocoena phocoena* (Northwest Atlantic population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. pp. 1-32.

Cossa D., T.–T. Pham, B. Rondeau, B. Quémerais, S. Proulx and C. Surette. 1997. Bilan massif des contaminants chimiques dans le fleuve Saint–Laurent., Environnement Canada–Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint–Laurent, Montreal.

Cossa, D. 1990. Chemical contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord. *In* Oceanography of a large–scale estuarine system, the St. Lawrence. *Edited by M.I. El–Sabh and N.S. Silververg.* Coastal and Estuarine Studies 39. Springer-Verlag, Berlin. pp. 239–268.

Coter, R. and J.-F. Rail. 2007. Third census of seabird populations of the Gaspé Peninsula, Québec, 2002. Can. Field-Nat. 121: 274-286.

Couillard, C.M. 2002. A microscale test to measure petroleum oil toxicity to mummichog embryos. Environ. Toxicol. 17: 195-202.

Couillard, C.M., B. Légaré et É. Pelletier. 2007. Évaluation des effets toxiques de l'ingestion de proies benthiques prélevées dans l'habitat du béluga du Saint-Laurent. Affiche présentée au 11e colloque annuel du Chapitre Saint-Laurent SETAC/SRA. Rimouski, QC. Mai 2007.

Couillard, C.M., I.I. Wirgin, M. Lebeuf, and B. Legare. 2004. Reduction of cytochrome P4501A with age in Atlantic tomcod from the St. Lawrence Estuary, Canada: relationship with emaciation and possible effect of contamination. Aquat.Toxicol. 68: 233-247.

Couillard, C.M., M. Lebeuf, M.G. Ikonomou, G.G. Poirier and W.J. Cretney. 2005. Low hepatic ethoxyresorufin-O-deethylase correlates with high organochlorine concentrations in Atlantic tomcod from the Atlantic east coast. Environ. Toxicol. Chem. 24: 2459-2469.

Couillard, C.M., P.V. Hodson and M. Castonguay. 1997. Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels, *Anguilla rostrata*, from the St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1916–1927.

Couillard, D. 1982. Évaluation des teneurs en composés organochlorés dans le Fleuve, l'estuaire et le golfe Saint–Laurent, Canada. Environ. Pollut. 3: 239–270.

Craig, A.S. and L.M. Herman. 1997. Sex differences in site fidelity and migration of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to the Hawaiian islands. Can. J. Zool. 75: 1923-1933.

Cushing, D.H. 1989. A difference in structure between ecosystems in strongly stratified waters and in those that are only weakly stratified. J. Plank. Res. 11: 1-13.

Darbyson, E., D.P. Swain, D. Chabot and M. Castonguay. 2003. Diel variation in feeding rate and prey composition of herring and mackerel in the southern Gulf of St Lawrence. J. Fish. Biol. 63: 1235-1257.

Daskalov, G.M. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 225: 53–63.

Davoren, G.K. and W.A. Montevecchi. 2003. Signals from seabirds indicate changing biology of capelin. Mar. Ecol. Progr. Ser. 258: 253-261.

Dawe, E. G. and L. C. Hendrickson. 1998. A review of the biology, population dynamics and exploitation of shortfin squid in the northwest Atlantic Ocean in relation to assessment and management of the resource. NAFO SCR Doc. 98/59.

Dawe, E.G., L.C. Hendrickson, E.B. Colbourne, K.F. Drinkwater and M.A. Showell. 2007. Ocean climate effects on the relative abundance of short-finned (*Illex illecebrosus*) and long-finned (*Loligo pealeii*) squid in the northwest Atlantic Ocean. Fish. Oceanog. 16: 303 - 316.

De Guise, S., A. Lagacé and P. Béland. 1994a. Tumors in St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Vet. Pathol. 31: 444–449.

De Guise, S., A. Lagacé and P. Béland. 1994b. True hermaphroditism in a St. Lawrence beluga whale (*Delphinapterus leucas*). J. Wild. Diseas., 30(2): 287-290.

De Guise, S., D. Martineau, P. Béland and M. Fournier. 1995. Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Environ. health persp. 4: 73-77.

De Guise, S., D. Martineau, P. Béland and M. Fournier. 1998. Effects of in vitro exposure of beluga whale leukocytes to selected organochlorines. J. Toxic. Env. Health, Part A 55(7): 479-493.

De Guise, S., J. Bernier, D. Martineau, P. Béland and M. Fournier. 1996. Effects of in vitro exposure of beluga whale splenocytes and thymocytes to heavy metals. Environ. Toxic. Chem. 15(8): 1357-1364.

de Lafontaine, Y., S. Demers and J. Runge. 1991. Pelagic food web interactions and productivity in the Gulf of St. Lawrence: A perspective. *In* The Gulf of St. Lawrence : small ocean or big estuary ? *Edited by* J.-C. Therriault. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 113: 99–123.

Dempson, J. B., M. Shears and M. Bloom. 2002. Spatial and temporal variability in the diet of anadromous Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in northern Labrador. Environ. Biol. Fish. 64: 49-62.

Descroix, A., M. Harvey, S. Roy and P.S. Galbraith. 2005. Macrozooplankton community patterns driven by water circulation in the St. Lawrence marine system, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 302: 103-119.

DFO. 2005a. Winter flounder in the southern Gulf of St. Lawrence (Div. 4T). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/015.

DFO. 2005b. Yellowtail flounder in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/010.

DFO. 2005c. 2003 state of the ocean: chemical and biological oceanographic conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/053, 20 p.

DFO. 2006a. Assessment of the Quebec North Shore (Division 4S) herring stocks in 2005. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2006/020.

DFO. 2006b. Assessment of the west coast of Newfoundland (Division 4R) herring stocks in 2005. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2006/021.

DFO, 2008a. Assessment of the Estuary and Gulf of St. Lawrence (Divisions 4RST) Capelin stock in 2007. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2008/037: 12pp.

DFO. 2008b. Assessment of the Atlantic Mackerel stock for the Northwest Atlantic (Subareas 3 and 4) in 2007. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2008/041.

DFO. 2009. Assessment of Snow Crab in the Southern Gulf of St. Lawrence (Areas 12, 19, E and F). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2009/006.

Doniol-Valcroze, T., D. Berteaux, P. Larouche and R. Sears. 2007. Influence of thermal fronts on habitat selection by four rorqual whale species in the Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 335: 207-216.

Donovan, G.P. 1991. A review of IWC stock boundaries. Rep. Int. Whal. Com. (Spec. Iss.) 13: 39-68.

Doyon, P., B. klein, R.G. Ingram, L. Legendre, J.-E Tremblay and J.-C. Therriault. 2000. Influence of wind mixing and upper-layer stratification on phytoplankton biomass in the Gulf of St. Lawrence. Deep-Sea Res. Part II, 47: 415-433.

Drinkwater, K. F. and D. Gilbert. 2004. Hydrographic variability in the waters of the Gulf of St. Lawrence, the Scotian Shelf and the eastern Gulf of Maine (NAFO Subarea 4) during 1991-2000. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 34: 85-101.

Drinkwater, K.F. and P. Pépin. 2003. État de l'environnement physique et biologique. AZMP/PMZA Bull. 3: 3–7.

Dufour, R. and P. Ouellet. 2007. Estuary and Gulf of St. Lawrence marine ecosystem overview and assessment report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2744E: vii + 112 p.

Dutil, J.-D. and Y. Lambert. 2000. Natural mortality from poor condition in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 826–836.

Dutil, J.-D., R. Miller, C. Nozères, B. Bernier, D. Bernier and D. Gascon. 2006. Révision des identifications de poissons faites lors des relevés scientifiques annuels de l'abondance des poissons de fond et de la crevette nordique dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Rap. Man. Can. Sci. Hal. Aquat. 2760: x+87 pp.

Dutil, J-D., E.L. Sylvestre, L. Gamache, R. Larocque and H. Guderley. 2007. Burst and coast use, swimming performance and metabolism of Atlantic cod *Gadus morhua* in sub-lethal hypoxic conditions. J. Fish Biol. 71(2): 363-375.

Edds, P.L. and J.A.F. Macfarlane. 1987. Occurrence and general behaviour of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. Can. J. Zool. 65: 1363-1376.

Elliot, R.D., P.C. Ryan and W.W. Lidster. 1990. The winter diet of Thick-billed Murres in coastal Newfoundland waters. Studies in Avian Biology 14: 125–138.

Fairchild, W.L., E.O. Swansburg, J.T. Arsenault and S.B. Brown. 1999. Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*) represent a case of endocrine disruption ? Environ. Health Pers. 107: 349-358.

Fairchild, W.L., S.B. Brown and A. Moore. 2002. Effects of freshwater contaminants on marine survival in Atlantic salmon. *In* North Pacific Anadromous Fish Commission: Joint meeting on causes of marine mortality of salmon in the North Pacific and North Atlantic Oceans and in the Baltic Sea, Vancouver, BC, Canada, 12-15 March 2002. Tech. Rep. 4: 30-32.

Fauchot, J., F.J. Saucier, M. Levasseur, S. Roy and B. Zakardjian. 2008. Wind-driven river plume dynamics and toxic *Alexandrium tamarense* blooms in the St. Lawrence estuary (Canada): A modeling study. Harmful Algae 7(2): 214-227.

Fent, K. 1996. Ecotoxicology of organotin compounds. Crit. Rev. Toxicol. 26: 1–117.

Fent, K. 2006. Worldwide occurrence of organotins from antifouling paints and effects in the aquatic environment. *In* Handbook of Environmental Chemistry, Water Pollution, 5O(5): 71-100.

Fontaine, P.-M., C. Barrette, M.O. Hammill and M.C.S. Kingsley. 1994a. Incidental catches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Gulf of St. Lawrence and the St. Lawrence River estuary, Québec, Canada. Rep. Int. Whal. Commn Spec. Issue 15: 159-163.

Ford, J.K.B. 2002. Killer whale *Orcinus orca*. *In* W.F. Perrin et al. (Editors). Encyclopedia of marine mammals. pp. 669-676. Academic Press. San Diego, CA.

Fortier, L., M. Levasseur, R. Drolet and J.–C. Therriault. 1992. Export production and the distribution of fish larvae and their prey in a coastal jet frontal region. Mar. Ecol. Prog. Ser. 85: 203–218.

Fortin, G. and Hudon, J.-M. 1978. Inventaire des mammifères marins. Parc National Forillon. Service de la conservation des ressources naturelles, Parc National Forillon, Parcs Canada. Ottawa, ON. pp. 1-97.

Fortin, M.-G., C.M. Couillard, J. Pellerin, and M. Lebeuf. 2007. Effects of salinity on sublethal toxicity of atrazine to mummichog (*Fundulus heteroclitus*) larvae. Accepted for publication in Mar. Environ. Res. 65(2): 158-170.

Fournier, M., V. Degas, T. Colborn, F.O. Omara, F. Denizeau, E.F. Potworowski and P. Brousseau. 2000. Immunosuppression in mice fed on diets containing beluga whale blubber from the St Lawrence Estuary and the Arctic populations. Toxicol. Lett. 112: 1-3.

Fowler, G.M. and W.T. Stobo. 2005. Sources of variability in aerial survey counts of harbour seals on haul-out sites in the Bay of Fundy. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2611: 1-26.

French B.L., W.L. Reichert, T. Hom, M. Nishimoto, H.R. Sanborn and J.E. Stein. 1996. Accumulation and dose–response of hepatic DNA adducts in English sole (*Pleuronectes vetulus*) exposed to a gradient of contaminated sediments. Aquat. Toxicol. 36: 1–16.

Frid, C.L.J., S. Hansson, S.A. Ragnarsson, A. Rijnsdorp and S.A. Steingrimsson. 1999. Changing levels of predation on benthos as a result of exploitation of fish populations. Ambio 28: 578-583.

Gagné, F., C. Blaise, J. Pellerin, É. Pelletier, M. Douville, S. Gauthier-Clerc and L. Viglino. 2003. Sex alteration in soft-shell clams (*Mya arenaria*) in an intertidal zone of the St. Larence River (Quebec, Canada). Comp. Biochem. Physiol. 134C: 189-198.

Galbraith, P.S. 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. J. Geophys. Res. 111: 1-23.

Galbraith, P.S., F.J. Saucier, N. Michaud, D. Lefaivre, R. Corriveau, F. Roy, R. Pigeon and S. Cantin. 2002. Shipborne monitoring of near–surface temperature and salinity in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. AZMP/PMZA Bull. 2: 26–30.

Galbraith, P.S., R.G. Pettipas, J. Chassé, D. Gilbert, P. Larouche, B. Pettigrew, A. Gosselin, L. Devine and C. Lafleur. 2009. Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2008. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/014: iv + 69 p.

Gaskin, D.E. 1984. The harbour porpoise *Phocoena phocoena (L.)*: regional populations, status, and information on direct and indirect catches. Rep. Int. Whal. Commn 34: 569-586.

Gaskin, D.E. 1987. Updated status of the right whale, *Eubalaena glacialis*, in Canada. Can. Field-Nat. 101: 295-309.

Gaskin, D.E. 1991. An update on the status of the right whale, *Eubalaena glacialis*, in Canada. Can. Field-Nat. 105: 198-205.

Gaskin, D.E. 1992a. Status of harbour porpoise Phocoena phocoena, in Canada. Can. Field-Nat. 106: 36-54.

Gaskin, D.E. 1992b. Status of the Atlantic white-sided dolphin, *Lagenorhynchus acutus*, in Canada. Can; Field-Nat. 106: 64-72.

Gaston, A.J., D.F. Bertram, A.W. Boyne, J.W. Chardine, G. Davoren, A.W. Diamond, A. Hedd, W.A. Montevecchi, J.M. Hipfner, M.J.F. Lemon, M.L. Mallory, J-F. Rail, and G.J. Robertson. 2009. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. Environmental Reviews in press.

Gauthier, J. M., H. Dubeau and E. Rassart. 1998. Mercury-induced micronuclei in skin fibroblasts of beluga whales. Environ. Toxicol. Chem. 17(12): 2487-2493.

Gauthier-Clerc, S., J. Pellerin, C Blaise and F. Gagné. 2002. Delayed gametogenesis of *Mya arenaria* in the Saguenay fjord (Canada): a consequence of endocrine disruptors ? Comp. Bioch. Physiol. Part C 131(4): 457-467.

Giard, J., S. Thompson, C. Foley and R. Michaud. 2001. Rorquals communs. Les rorquals communs de l'estuaire du Saint-Laurent; un catalogue des individus identifiés entre 1986 et 2000. Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins. Tadoussac, Canada. 79.

Gilbert, D. 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. ICES CM 2004/N: 07, 12 p.

Gilbert, D. and B. Pettigrew. 1997. Interannual variability (1948–1994) of the CIL core temperature in the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 (Suppl. 1): 57–67.

Gilbert, D., B. Sundby, C. Gobeil, A. Mucci and G.–H. Tremblay. 2005. A seventy–two–year record of diminishing deep–water oxygen in the St. Lawrence Estuary: the northwest Atlantic connection. Limnol. Oceanogr. 50(5): 1654–1666.

Gill, P.C. and D. Thiele. 1997. A winter sighting of killer whales (*Orcinus orca*) in Antarctic sea ice. Polar Biol. 17: 401-404.

Gjertz, I., C. Lydersen and Ø. Wiig. 2001. Distribution and diving of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Svalbard. Polar Biology 24: 209-214.

Gobeil, C. 1991. Inventaire de la contamination des sédiments du chenal Laurentien: données sur les métaux et les éléments nutritifs. Rapp. Stat. Can. Sci. Halieut. Aquat. 854: iv+63 pp.

Gobeil, C. et M. Lebeuf. 1992. Inventaire de la contamination des sédiments du Chenal Laurentien: les biphényles polychlorés. Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1851, 45 pp.

Gobeil, C., D. Cossa et J. Piuze. 1983. Distribution des concentrations en mercure dans les eaux de l'estuaire moyen du Saint–Laurent. Rapp. Tech. Can. Hydrogr. Sci. Océan. 17, 14 p.

Gobeil, C., Y. Clermont et G. Paquette. 1997. Concentrations en mercure, plomb et cadmium chez diverses espèces de poissons de fond, de poissons pélagiques et de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint–Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. Stat. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1011, 88 pp.

Gosselin, J.-F. and F. Boily. 1994. Unusual southern occurrence of a juvenile bearded seal Erignathus barbatus in the St Lawrence estuary, Canada. Mar. Mam. Sci. 10: 480-483.

Gosselin, J.-F. and J. Lawson. 2004. Distribution and abundance indices of marine mammals in the Gully and two adjacent canyons of the Scotian Shelf before and during nearby hydrocarbon seismic 45 exploration programmes in April and July 2003. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/133: 1-24.

Gosselin, J.-F., M.O. Hammill and V. Lesage. 2007. Comparison of photographic and visual abundance indices of belugas in the St Lawrence Estuary in 2003 and 2005. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/025: 1-26.

Gosselin, J.-F., V. Lesage and A. Robillard. 2001. Population index estimate for the beluga of the St Lawrence River estuary in 2000. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/049: 1-21.

Goulet, A.-M., M.O. Hammill and C. Barrette. 2001. Movements and diving of grey seal females (Halichoerus grypus) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Pol. Biol. 24: 432-439.

Gouteux B., M. Lebeuf, D.C.G. Muir and J.-P. Gagné. 2003. Levels and temporal trends of toxaphene congeners in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary, Canada. Environ. Sci. Technol. 37, 4603-4609.

Gowans, S. and P. Simard. 2004. Update COSEWIC status report on Sowerby's beaked whale Mesoplodon bidens in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. pp. 1-19.

Graham, S.T., J.S. Famiglietti and D.R. Maidment. 1999. Five minute, 1/2 and 1 degree data sets of continental watersheds and river networks for use in regional and global hydrologic and climate system modeling studies. Water Resour. Res. 35(2): 583–587.

Grégoire, F., D. Chabot, C. Savenkoff, C. Lévesque, J. Guérin, J. Hudon and J. Lavers. 2003. Capelin (*Mallotus villosus*) fishery, biology and distribution in NAFO Divisions 4RST in 2002. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/083, 68 p.

Grégoire, F., W. Barry and J. Barry. 2006. West coast of Newfoundland capelin (*Mallotus villosus* M.) and Atlantic herring (*Clupea harengus harengus* L.) larval survey, part 2: Abundance estimates and marine community analyses of the data collected in partnership with the industry (Barry Group) in July 2004. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2650: viii + 51 p.

Guillemart, C. 2006. L'accumulation du cadmium chez le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le pétoncle d'islande (*Chlamys islandica*) de la Côte Nord (Québec) et dans leur environnement. Mémoire de maîtrise ès Sciences, département d'océanographie, UQAR, Rimouski, QC.

Hallegraeff, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia 32 : 79-99.

Hammill, M., G. Stenson and R. Myers. 1992. Hooded seal pup production in the Gulf of St Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2546-2550.

Hammill, M.O. 2005. Abundance of Northwest Atlantic grey seals in the Gulf of St. Lawrence and along the Nova Scotia Eastern Shore. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/036.

Hammill, M.O. and G.B. Stenson. 2000. Estimated prey consumption by harp seals (*Phoca groenlandica*), hooded seals (*Cystophora cristata*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and harbour seals (*Phoca vitulina*) in Atlantic Canada. J. North. Atlant. Fish. Sci. 26: 1-23.

Hammill, M.O. and G.B. Stenson. 2005. Abundance of Northwest Atlantic harp seals (1960 - 2005). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/090: 1-34, 46 p.

Hammill, M.O. and G.B. Stenson. 2006. Abundance of Northwest Atlantic hooded seal 1960 - 2005. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/068: 1-23.

Hammill, M.O. and J.-F. Gosselin. 2005. Pup production of non-Sable Island grey seals, in 2004. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/033: 1-20.

Hammill, M.O., G.B. Stenson, F. Proust, P. Carter and D. McKinnon. 2007. Feeding by grey seals in the Gulf of St. Laurence and around Newfoundland. NAMMCO Sci. Publ. 6: 135-152.

Hammond, P., R. Sears and M. Bérubé. 1990. A note on problems in estimating the number of blue whales in the Gulf of St Lawrence from photo-identification data. Rep. Int. Whaling Commn (Special Issue) 12: 141-142.

Hannah, J. 1998. Seals of Atlantic Canada and the northeastern United States. International Marine Mammal Association Inc. Guelph, ON. 33.

Hanson, J. M. and G. A. Chouinard. 2002. Diet of Atlantic cod in the southern Gulf of St. Lawrence as an index of ecosystem change, 1959-2000. J. Fish Biol. 60: 902-922.

Harvey, J.T. 1987. Population dynamics, annual food consumption, movements, and dive behaviors of harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, in Oregon. Ph.D. Oregon State University, Oregon. 177 pp.

Harvey, M., J.–F. St–Pierre, L. Devine, A. Gagné, Y. Gagnon and M.–F. Beaulieu. 2004. Oceanographic conditions in the Estuary and the Gulf of St. Lawrence during 2003: zooplankton. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/080, 31 p.

Harvey, M., P.S. Galbraith and A. Descroix. 2009. Vertical distribution and diel migration of macrozooplankton in the St. Lawrence marine system (Canada) in relation with the CIL thermal properties. Prog. Oceanogr. 80: 1-21.

Harvey, V. 2007. Utilisation de l'habitat à différentes échelles spatiales et temporelles par le phoque gris de l'Atlantique Nord-ouest. M.Sc. Laval University, Québec, Qc. 76 pp.

Hay, K. 1982. Aerial line-transect estimates fo abundance of humpback, fin, and long-finned pilot whales in the Newfoundland-Labrador area. Rep. Int. Whal. Commn 32: 475-486.

Head, E. and P. Pepin. 2009. Long-term variability in phytoplankton and zooplankton abundance in the NW Atlantic in Continuous Plankton Recorder (CPR) samples. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/063. vi + 29p.

Hébert, M., E. Wade, P. DeGrâce, P. Bélanger and M. Moriyasu. 2008. The 2007 assessment of snow crab,Chionoecetes opilio, stocks in the southern Gulf of St. Lawrence (Areas 12, 19, E and F). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/040.

Hedd, A. and W.A. Montevecchi. 2006. Diet and trophic position of Leach's storm-petrel Oceanodroma leucorhoa during breeding and moult, inferred from stable isotope analysis of feathers. Mar. Ecol. Progr. Ser. 322: 291-301.

Hedd, A, W.A. Montevecchi, G.K. Davoren and D.A. Fifield (in review). Diets and distributions of Leach's storm-petrel Oceanodroma leucorhoa before and after an ecosystem shift in the Northwest Atlantic. Can. J. Zool.

Higdon, J. 2007. Status of knowledge on killer whales (*Orcinus orca*) in the Canadian Arctic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/048: 1-36.

Hill Mikkelsen, A.M. and A. Lund. 1994. Intraspecific variation in the dolphins *Lagenorhynchus albirostris* and *L. acutuc* (Mammalia: Cetacea) in metrical and non-metrical skull characters, with remarks on occurrence. J. Zool., London 234: 289-299.

Hodson, P.V., M. Castonguay, C.M. Couillard, C. Desjardins, É. Pelletier and R. McLeod. 1994. Spatial and temporal variations in chemical contamination of american eels (*Anguilla rostrata*) captured in the estuary of the St. Lawrence river. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 464-478.

Hoek, W. 1992. An unusual aggregation of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). Mar. Mam. Sci. 8: 152-155.

Hooker, S.K., H. Whitehead and S. Gowans. 1999. Marine protected area design and the spatial and temporal distribution of cetaceans in a submarine canyon. Cons. Biol. 13: 592-602.

Houston, J. 1990. Status of True's beaked whale, *Mesoplodon mirus*, in Canada. Can. Field-Nat. 104: 135-137.

Hurlbut, T. and D. Clay. 1990. Protocols for research vessel cruises within the Gulf Region (demersal fish) (1970-1987). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2082: 143 p.

Hutchings, J. A. 2005. Life history consequences of overexploitation to population recovery of Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 824–832.

Ingebrigtsen, A. 1929. Whales caught in the North Atlantic and other seas. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer 56: 3-26. 47

International Whaling Commission (IWC). 2001. Report on the workshop on status and trends of western North Atlantic right whales. J. Cetac. Res. Man. Spec. Iss. 2: 1-60.

IWC. 1996. Report of the Sub-Committee on Small Cetaceans. Annex H. Rep. Int. Whal. Commn 46: 161-179.

Jacobsen, K.-O., M. Marx and N. Øien. 2004. Two-way trans-Atlantic migration of a North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). Mar. Mam. Sci. 20: 161-166.

Jonsgård, Å. 1955. The stocks of blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the northern Atlantic Ocean and adjacent Arctic waters. Norsk Hvalfangst-Tidende 9: 297-311.

Jonsgård, Å. 1966. Biology of the North Atlantic fin whale *Balaenoptera physalus (L)*. Taxonomy, distribution, migration and food. Hvalrådets Skrifter, Oslo 49: 1-62.

Katona, S.K. and J.A. Beard. 1990. Population size, migrations and feeding aggregations of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the western North Atlantic Ocean. Rep. Int. Whal. Commn (Spec. Iss.) 12: 295-305.

Katona, S.K., J.A. Beard, P.E. Girton and F. Wenzel. 1988. Killer whales (*Orcinus orca*) in waters off Newfoundland and Labrador, 1978-1986. *In* Sigurjonsson, J. and Leatherwood, S. (Editors). North Atlantic killer whales. pp. 194-201.

Kellogg, R. 1929. What is known of the migrations of some of the whalebone whales. Annual Report of the Board of Regents of the Smithsonian Institution 1928: 467-494.

Kennedy, K.M. and R.J. Benson. 1993. Report of heavy metal analysis conducted on mussel (*Mytilus edulis*) samples collected at 55 sites in Newfoundland. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1937: iii + 17 p.

Kingsley, M.C.S. 1998a. Population index estimates for the St Lawrence belugas, 1973-1995. Mar. Mam. Sci. 14: 508-530.

Kingsley, M.C.S. 1998b. Walrus, Odobenus rosmarus, in the Gulf and Estuary of the St Lawrence, 1992-1996. Can. Field-Nat. 112: 90-93.

Kingsley, M.C.S. 2001. Beluga surveys in the St Lawrence: a reply to Michaud and Béland. Mar. Mam. Sci. 17: 212-218.

Kingsley, M.C.S. and R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the gulf of St Lawrence in 1995 and 1996. Can. J. Zool. 76 (8): 1529-1550.

Knowlton, A.R., J. Sigurjósson, J.N. Ciano and Kraus. 1992. Long-distance movements of North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). Mar. Mam. Sci. 8: 397-405.

Koohzare, A., P. Vanicek and M. Santos. 2006. Compilation of a Map of Recent Vertical Crustal Movement in Eastern Canda Using Geographic Information System. J. .Surv. Eng. 132(4): 160-167.

Koutitonsky, V.G. and G.L. Bugden. 1991. The physical oceanography of the Gulf of St. Lawrence: a review with emphasis on the synoptic variability of the motion. *In* The Gulf of St. Lawrence : small ocean or big estuary? *Edited by* J.-C. Therriault. Publ. Spéc. Can. Sci. Halieut. Aquat. 113: 57–90.

Kraus, S.D., M.W. Brown, H. Caswell, C.W. Clark, M. Fujiwara, P.K. Hamilton, R.D. Kenney, A.R. Knowlton, S. Landry, C.A. Mayo, W.A. McLellan, M.J. Moore, D.P. Nowacek, D.A. Pabst, A.J. Read, and R.M. Rolland. 2005. North Atlantic right whales in crisis. Science 309: 561-562.

Kraus, S.D. and R.M. Rolland (Editors). 2007. The urban whale: North Atlantic Right Whales at the crossroads. Harvard University Press. Cambridge, MA.

Lacoste, K. N. and Stenson, G. B. 2000. Winter distribution of harp seals (*Phoca groenlandica*) off eastern Newfoundland and southern Labrador. Polar Biol. 23: 805-811.

Lacroix, A., M. Fournier, M. Lebeuf, J.J. Nagler and D.G. Cyr. 2001. Pahogocytic response of macrophage from the pronephros of American plaice (*Hipoglossoides platessoides*) exposed to contaminated sediments from Baie des Anglais, Quebec. Chemosphere 45: 599-607.

Laerm, J., F. Wenzel, J.E. Craddock, D. Weinand, J. McGurk, M.J. Harris, G.A. Early, J.G. Mead, C.W. Potter and N.B. Barros. 1997. New prey species for northwestern Atlantic humpback whales. Mar. Mam. Sci. 13: 705-711.

Lapierre, P., S. De Guise, D.C. Muir, R. Norstrom, P. Béland and M. Fournier. 1999. Immune functions in the Fisher rat fed Beluga whale (*Delphinapterus leucas*) blubber from the contaminated St. Lawrence estuary. Environ. Res. 80(2): S104-S112.

Larrivée, M.-L. 1996. Étude des prises accidentelles de marsouins communs, *Phocena phocena*, dans les filets maillants pour la région du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (Canada). Laval University. 141 pp.

Larsen, F., A.R. Martin and P.B. Nielsen. 1989. North Atlantic Sightings Survey 1987: Report of the West Greenland Aerial Survey. Rep. Int. Whaling Commn. 29: 197-214.

Laurin, J. 1976. Preliminary study of the disribution, hunting and incidental catch of harbour porpoise, *Phocoena phocoena L.*, in the Gulf and Estuary of the St. Lawrence. ACMRR/MM/SC/93. FAO Scientific Consultation on Marine Mammals. Bergen. pp. 1-14.

Lauzier, L.M and W.B. Bailey. 1957. Features of the deep waters of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Board Can. 111: 213–250.

Lauzier, L.M. and R.W. Trites. 1958. The deep waters of the Laurentian Channel.. J. Fish. Res. Board Can. 15: 1247–1257.

Lavers, J.L. and I.L. Jones. 2007. Factors affecting rates of intraspecific kleptoparasitism and breeding success of the Razorbill at the Gannet Islands, Labrador. Mar. Ornithol. 35: 1-7.

Lavers, J.L, I.L. Jones, A.W. Diamond and G.J. Robertson. 2008. Annual survival of North American Razorbills (Alca torda) varies with ocean climate indices. Can. J. Zool. 86: 51-61.

Lavigne, D.M. and K.M. Kovacs. 1988. Harps and hoods: ice-breeding seals of the Northwest Atlantic. University of Waterloo Press. Waterloo, ON. 174.

Lavigueur, L. and M.O. Hammill. 1993. Distribution and seasonal movements of grey seals, Halichoerus grypus, born in the gulf of St. Lawrence and eastern Nova Scotia shore. Can. Field-Nat. 107: 329-340.

Lavigueur, L., M.O. Hammill and S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du parc marin du Saguenay. Rap. Man. Can. Sci. Halieut. Aquat. 2220: 1-40.

Law, R., J. Hurstwayte and D. Sims. 2003. Monitoring of the quality of the marine environment, 2000–2001. Centre for environment, fisheries and aquaculture science (Lowestoft, U.K.). Aquat. Env. Monit. Rep. 56, 37 p.

Lawson, J., S. Benjamins and G. Stenson. 2004. Harbour porpoise bycatch estimates for Newfoundland's 2002 nearshore cod fishery. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/066: 1-29.

Lawson, J.W. 2006. Preliminary information on distribution and abundance of fin whales in Newfoundland and Labrador, Canada. SC/14/FW/21-SC/M06/FW21. NAMMCO and International Whaling Commission. Reykjavik, Iceland, 23-26 March 2006.

Lawson, J.W., T. Stevens and D. Snow. 2008. Killer whales of Atlantic Canada, with particular reference to the Newfoundland and Labrador Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/062.

Lebeuf M. and T. Nunes. 2005. PCBs and OCPs in sediment cores from the Lower St. Lawrence Estuary, Canada: Evidence of fluvial inputs and time lag in delivery to coring sites. Environ Sci. Technol. 39: 1470-1478.

Lebeuf, M., B. Gouteux, L. Measures and S. Trottier. 2004a. Levels and temporal trends (1988–1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. Environ. Sci. Technol. 38(11): 2971–2977.

Lebeuf, M., C. M. Couillard, R. L. Roy, C. DeBlois, S. Trottier, M. Noël, A. Ouellet and G. Allard. 2004b. Concentrations of pesticides in water samples from St Lawrence Estuary tributaries. Proceedings of the 31st Aquatic Toxicity Workshop, Charlottetown, PEI, Canada. *Edited by* L.E. Burridge, K. Haya and A.J. Niimi. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2562.

Lebeuf, M., C.M. Couillard, B. Légaré and S. Trottier. 2006. Effects of DeBDE and PCB-126 on hepatic concentrations of PBDEs and methoxy-PBDEs in Atlantic tomcod. Environ. Science Technol. 40: 3211-3216.

Lebeuf, M., M. Noël, S. Trottier and L. Measures. 2007. Temporal trends (1987-2002) of persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) chemicals in beluga whales (*Delphinapterus leucas)* from the St. Lawrence Estuary, Canada. Sci, Tot. Env. 383: 216-231.

Lebeuf, M., Y. St–Pierre, Y. Clermont et C. Gobeil. 1999. Concentrations de biphényles polychlorés (BPC) et de pesticides organochlorés chez trois espèces de poissons de fond de l'estuaire et du golfe du Saint–Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. Stat. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1059, 108 p.

LeBlanc, C.H., C. MacDougall and C. Bourque. 2008. Assessment of the NAFO 4T southern Gulf of St. Lawrence herring stocks in 2007. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/061.

Lee, K., J.J. Nagler, M. Fournier, M. Lebeuf and D.G. Cyr. 1999. Toxicological characterization of sediments from Baie des Anglais on the St. Lawrence Estuary. Chemosphere 39: 1019–1035.

Le Fouest, V., B. Zakardjian, F.J. Saucier and M. Starr. 2005. Seasonal versus synoptic variability in planktonic production in a high–latitude marginal sea: the Gulf of St. Lawrence (Canada). J. Geophys. Res. 110(9): 1–21.

Lesage, V., J.-F. Gosselin, M. Hammill, M.C.S. Kingsley and J. Lawson. 2007. Ecologically and biologically significant areas (EBSAs) in the estuary and gulf of St. Lawrence: a marine mammal perspective. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/046.

Lesage, V., J. Keays, S. Turgeon and S. Hurtubise. 2006. Bycatch of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in gillnet fisheries of the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada, 2000-02. J. Cet. Res. Man. 8: 67-78.

Lesage, V., M.O. Hammill and K.M. Kovacs. 2004. Long-distance movements of harbor seals (*Phoca vitulina*) from a seasonally ice-covered area, the St. Lawrence River estuary, Canada. Can. J. Zool. 82: 1070-1081.

Levasseur, M., J.–C. Therriault and L. Legendre. 1984. Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors. Mar. Ecol. Prog. Ser. 19: 211–222.

Lien, J., G.B. Stenson and P.W. Jones. 1988. Killer whales (*Orcinus orca*) in waters off Newfoundland and Labrador, 1978-1986. *In* Sigurjonsson, J. and Leatherwood, S. (Editors). North Atlantic killer whales. pp. 194-201. Marine Research Institute. Reykjavik.

Løkkeborg, S. 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities, Report 472, Food And Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Lowry, L.F., K.J. Frost, J.M. Ver Hoef and R.A. DeLong. 2001. Movements of satellite-tagged subadult and adult harbor seals in Prince William Sound, Alaska. Mar. Mamm. Sci. 17: 835-861.

Lynam, C.P., M.J. Gibbons, B.E. Axelsen, C.A.J. Sparks, J. Coetzee, B.G. Heywood and A.S. Brierley. 2006. Jellyfish overtake fish in a heavily fished ecosystem. Current Biol. 16: R492–R493.

Lydersen, C., A.R. Martin. K. Kovacs and I. Gjertz. 2001. Summer and autumn movements of white whales *Delphinapterus leucas* in Svalbard, Norway. Mar. Ecol. Prog. Ser. 219: 265-274.

Lynch, K.D. 1987. Humpback, finback, minke and pilot whale distributions in Newfoundland and Labrador 1976-1983. M.Sc. Memorial University of Newfoundland. 196 pp.

Maguire, R.J. 1992. Environmental assessment of tributyltin in Canada. Water Sci. Technol. 25: 125–132.

Mamelona, J., and E. Pelletier. 2003. Butyltins biomagnification from macroalgae to green sea urchins: a field assessment. App. Organometallic Chem. 17: 759–766.

Mance, G. 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier B.V., 372 p.

Mansfield, A.W. 1967a. Distribution of the harbor seal, *Phoca vitulina* Linnaeus, in Canadian arctic waters. J. Mamm. 48: 249-257.

Mansfield, A.W. 1967b. Seals of arctic and eastern Canada. Bull. Fish Res. Board Can. 137: 1-35.

Mansfield, A.W. and B. Beck. 1977. The grey seal in eastern Canada. Department of Environment, Fisheries and Marine Service Tech. Rep. Ottawa, ON, Canada. 704, pp. 1-81.

Margalef, R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. *In* Buzzati-Traverso, A.A. (Editor) Perspective in marine biology. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, p. 323-349.

Martineau, D., K. Lemberger, A. Dallaire, P. Labelle, T.P. Lipscomb, P. Michel and I. Mikaelian. 2002. Cancer in wildlife, a case study: beluga from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. Environ. Health Perspect. 110(3): 285–92.

Massaro, M., J.W. Chardine, I.L. Jones and G.J. Robertson. 2000. Delayed capelin (Mallotus villosus) availability influences predatory behaviour of large gulls on black-legged kittiwakes (Rissa tridactyla), causing a reduction in kittiwake breeding success. Can. J. Zool. 78: 1588-1596.

Massaro, M., J.W. Chardine and I.L. Jones. 2001. Relationships between black-legged kittiwake nest-site characteristics and susceptibility to predation by large gulls. Condor 103:793-801.

McAllister, B.G. and D.E. Kime. 2004. Early life exposure to environmental levels of the aromatase inhibitor tributyltin causes masculinisation and irreversible sperm damage in zebrafish (*Danio rerio*). Aquat Toxicol. 65: 309-316.

McKinney, M.A., S. De Guise, D. Martineau, P. Béland, M. Lebeuf, and R.J. Letcher. 2006. Organohalogen contaminants and metabolites in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) liver from two Canadian populations. Environ. Toxicol. Chem. 25: 1246-1257.

McLellan, H.J. 1957. On the distinctness and origin of the slope water off the Scotian Shelf and its easterly flow south of the Grand Banks. J. Fish. Res. Board Can. 14: 213–239.

McRuer, J. and T. Hurlbut. 1996. The status of spiny dogfish (*Squalus acanthias*, Linnaeus) in the Bay of Fundy, Scotian Shelf and southern Gulf of St. Lawrence (NAFO Divisions 4TVWX) in 1995. DFO Atl Fish Res Doc. 96/75: 27 p.

Measures, L., B. Roberge and R. Sears. 2004. Stranding of a pygmy sperm whale (*Kogia breviceps*) in the Northern Gulf of St. Lawrence, Canada. Can. Field-Nat. 118: 495-498.

Mercer, M.C. 1973. Observations on distribution and intraspecific variation in pigmentation patterns of odontocete Cetacea in the western North Atlantic. J. Fish. Res. Bd Can. 30: 1111-1130.

Messieh, S.N. 1991. Fluctuations in Atlantic herring populations in the Northwestern Atlantic, with particular emphasis on the Gulf of St. Lawrence stocks. *In* Long-term viability of pelagic fish populations and their environment. *Edited by* T. Kawasaki, S. Tanaka, Y. Toba, and A. Taniguchi. Pergamon Press Ltd., Oxford. Pp. 155-163.

Michaud, M.-H., and E. Pelletier. 2006. Sources and fate of butyltins in the St. Lawrence Estuary ecosystem. Chemosphere 64(7): 1074-1082.

Michaud, R. 1993. Distribution estivale du béluga du Saint-Laurent; synthèse 1986 à 1992. Rap. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1906: vi + 28 p.

Michaud, R. and P. Béland. 2001. Looking for trends in the endangered St. Lawrence beluga population. A critique of Kingsley, M.C.S. 1998. Population index estimates for the St. Lawrence belugas, 1973-1985. Mar. Mamm. Sci. 14: 508-530. Mar. Mamm. Sci. 17: 206-212-

Michaud, R. and V. Chadenet. 1990. Survols aériens pour l'estimation de la distribution printanière des bélugas du Saint-Laurent. Institut National d'Écotoxicologie du Saint-Laurent. Montreal, Qc. pp. 1-36.

Michaud, R., A. Vézina, N. Rondeau and Y. Vigneault. 1990. Distribution annuelle et caractérisation préliminaire des habitats du béluga, *Delphinapterus leucas*, du Saint-Laurent. Rap. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1757: 1-31.

Mills, C. 1995. Medusae, siphonophores, and ctenophores as planktivorous predators in changing global ecosystems. ICES J. Mar. Sci. 52: 575-581.

Mitchell, E. 1972. Assessment of Northwest Atlantic fin whale stocks. Rep. Internat. Whaling Commn 22: 111-118.

Mitchell, E. 1974a. Present status of Northwest Atlantic fin and other whale stocks. *In* Schevill, W. E. (Editors). The whale problem: a status report. pp. 108-169. Harvard University Press. Cambridge, MA.

Mitchell, E. 1975b. Trophic relationships and competition for food in northwest Atlantic whales. Proc. Can. Soc. Zool. 1975: 123-132.

Mitchell, E. and D.G. Chapman. 1977. Preliminary assessment of stocks of Northwest Atlantic sei whales (*Balaenoptera borealis*). Rep. Int. Whal. Commn 40: 117-120.

Mitchell, E. and R.R. Reeves. 1988. Records of killer whales in the western North Atlantic, with emphasis on eastern Canadian waters. *In* Sigurjónsson, J. and Leatherwood, S. (Editors). North Atlantic killer whales. pp. 161-193. Marine Research Institute. Reykjavík.

Mitchell, E. and V.M. Kozicki. 1975. Supplementary information on minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) from Newfoundland fishery. J. Fish. Res. Bd Can. 32: 985-994-

Mitchell, E.D.J. 1991. Winter records of the minke whale (*Balenoptera acutorostrata* Lacépède 1804) in the southern North Atlantic. Rep. Int. Whal. Commn 41: 455-457.

Mitchell, M.R., G. Harrison, K. Pauley, A. Gagné, G. Maillet and P. Strain. 2002. Atlantic Zonal Monitoring Program sampling protocol. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 223: iv + 23 pp.

Montevecchi, W.A. 2007. Binary responses of Northern Gannets (Sula bassana) to changing food web and oceanographic conditions. Mar. Ecol. Progr. Ser. 352: 213-220.

Montevecchi, W.A. and R.A. Myers. 1995. Prey harvests of seabirds reflect pelagic fish and squid abundance on multiple spatial and temporal scales. Mar. Ecol. Progr. Ser. 117: 1-9.

Montevecchi, W.A. and R.A. Myers. 1996. Dietary changes of seabirds reflect shifts in pelagic food webs. Sarsia 80: 313-322.

Morin, R., S.G. LeBlanc, G.A. Chouinard and D.P. Swain. 2008. Status of NAFO Division 4T American plaice, February 2008. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/067.

Muir, D., K. Koczanski, B. Rosenberg and P. Béland. 1990. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River Estuary. 2. Temporal trends, 1982–1994. Environ. Pollut. 93(2): 235–245.

Murie, D.J. and D.M. Lavigne. 1986. Interpretation of otoliths in stomach content analyses of phocid seals: quantifying fish consumption. Can. J. Zool. 64: 1152-1157.

National Marine Fisheries Service (NMFS). 1998. Recovery plan for the blue whale (*Balaenoptera musculus*). National Marine Fisheries Service. Siver Spring, MD.

NEFSC [Northeast Fisheries Science Center]. 2006. Report of the 43rd Northeast Regional Stock Assessment Workshop (43rd SAW), Stock Assessment Review Committee (SARC) consensus summary of assessments. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 06-25.

Nettleship, D.N. and G. Chapdelaine. 1988. Population status of the Northern Gannet in North America, 1984. J. Field Ornithol. 59: 120-127.

O'Corry-Crowe, G.M. 2002. Beluga whale *Delphinapterus leucas*. *In* Perrin, W. F.et al. (Editors). Encyclopedia of marine mammals. pp. 94-99. Academic Press. San Diego, CA.

Orr, J.C., V.J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S.C. Doney, R.A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos, R.M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R.G. Najjar, G.-K. Plattner, K.B. Rodgers, C.L. Sabine, J.L. Sarmiento, R. Schlitzer, R.D. Slater, I.J. Totterdell, M.-F. Weirig, Y. Yamanaka and A. Yoo. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. Nature, 437(7059): 681-686.

Ouellet, P. and D. Lefaivre. 1994. Vertical distribution of shrimp (*Pandalus borealis*) larvae in the Gulf of St Lawrence: implications for trophic interactions and transport. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 123–132.

Ouellet, P., D. Lefaivre and V. Koutitonsky. 1990. Distribution of shrimp (*Pandalus borealis*) larvae and hydrographic pattern in the northern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2068–2078.

Ouellet, P., J.–P. Allard et J.–F. St–Pierre. 1994. Distribution des larves d'invertébrés décapodes (Pandalidae, Majidae) et des œufs et larves de poissons dans le nord du golfe du Saint–Laurent en mai et juin de 1985 à 1987 et 1991–1992. Rapp. Tech Can. Sci. Halieut. Aquat. 2019: viii + 60 p.

Ouellet, P., Y. Lambert and M. Castonguay. 1997. Spawning of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the Northern Gulf of St Lawrence: a study of egg and adult distributions and characteristics. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 198–210.

Palka, D., A. Read and C. Potter. 1997. Summary of knowledge of white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) from US and Canadian Atlantic waters. Rep. Int. Whal. Commn 47: 729-734.

Palka, D.L. 2006. Summer abundance estimates of cetaceans in US North Atlantic navy operating areas. Northeast Fisheries Science Center Reference Document 06-03: 1-41.

Pelletier, E. and C. Normandeau.1997. Distribution of butyltin residues in mussels and sea stars of the St. Lawrence Estuary. Environ. Technol. 18: 1203–1208.

Pelletier, E., G. Canuel, J. Padros, Y. Clermont et C. Gobeil. 1999. Concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques chez quatre espèces de poissons de fond et deux espèces de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint–Laurent et du fjord du Saguenay. Rapp. Stat. Can. Sci. Halieut. Aquat. 1052: v + 20 p.

Peltier, W.R. 2004. Global glacial isostasy and the surface of the ice age Earth: The ICE-5G (Vm^2) Model and GRACE. Ann. Rev. Earth Planet. Sci. 32: 111–149

Perkins, J. and H. Whitehead. 1977. Observations on three species of baleen whales off northern Newfoundland and adjacent waters. J. Fish. Res. Bd Can. 34: 1436-1440.

Petrie, B., B. Toulany and C.J.R. Garrett. 1998. The transport of water, heat and salt through the Strait of Belle Isle. Atmosph.–Ocean 26: 234–251.

Piatt, J.F. and D.N. Nettleship. 1987. Incidental catch of seabirds and marine mammals in fishing nets off Newfoundland, Canada. Mar. Pollut. Bull. 18: 344-349.

Pippard, L. and H. Malcolm. 1978. White whales (*Delphinapterus leucas*). observations of their distribution, population and critical habitats in the St. Lawrence and Saguenay rivers. Project C1632 - Contract 76-190. The Department of Indian and Northern Affairs, Parks Canada. pp. 1-87.

Pitcher, K. W. and D.C. McAllister. 1981. Movements and haulout behavior of radio-tagged harbor seals, *Phoca vitulina*. Can. Field-Nat. 95: 292-297.

Plante, S., D. Chabot and J.D. Dutil. 1998. Hypoxia tolerance in Atlantic cod. J. Fish. Biol 53(6): 1342-1356.

Plourde, J. and J.–C. Therriault. 2004. Climate variability and vertical advection of nitrates in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 279: 33–43.

Plourde, S. and J.A. Runge. 1993. Reproduction of the planktonic copepod *Calanus finmarchicus* in the lower St. Lawrence Estuary: relation to the cycle of phytoplankton production and evidence for a *Calanus* pump. Mar. Ecol. Prog. Ser 102: 217–227.

Plourde, S. and M. Castonguay. 2005. The RIVSUM – zooplankton biomass – Atlantic mackerel story: does it hold with a second decade of data ? Poster E16, GLOBEC Symposium "Climate Variability and Sub–Arctic Marine Ecosystems," Victoria, B.C., Canada, 16–20 May 2005.

Plourde, S., J. Dodson, J.A. Runge and J.–C. Therriault. 2002. Spatial and temporal variations in copepod community structure in the lower St. Lawrence Estuary, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 230: 211–224.

Plourde, S., P. Joly, J.A. Runge, B. Zarkardjian and J. Dodson. 2001. Life cycle of *Calanus finmarchicus* in the lower St. Lawrence Estuary: the imprint of circulation and late timing of the spring phytoplankton bloom. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 647–658.

Plourde, S., P. Joly, J.A. Runge, J. Dodson and B. Zakardjian. 2003. Life cycle of *Calanus hyperboreus* in the lower St. Lawrence Estuary and its relationship to local environmental conditions. Mar. Ecol. Prog. Ser. 255: 219–233.

Prince, E.E. 1905. The whaling industry and the Cetacea of Canada. Government Printing Bureau. Ottawa. 24.

Prouse, N.J. and D.V. Ellis. 1997. A baseline survey of dogwhelk (*Nucella lapillus*) imposex in eastern Canada (1995) and interpretation in terms of tributyltin (TBT) contamination. Environ. Technol. 18: 1255–1264.

Purcell, J. 2005. Climate effects on formation of jellyfish and ctenophore blooms: A review. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 85: 461-476.

Rago, P.J., K.A. Sosebee, J.K.T. Brodziak, S.A. Murawski and E.D. Anderson. 1998. Implications of recent increases in catches on the dynamics of Northwest Atlantic spiny dogfish (*Squalus acanthias*). Fish. Res. 39: 165–181.

Rail, J.-F. and R. Coter. 2007. Sixteenth census of seabird populations in the sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence, 2005. Can. Field-Nat. 121 : 287-294.

Regehr, H.M. and W.A. Montevecchi. 1997. Interactive effects of food shortage and predation on breeding failure of black-legged kittiwakes: indirect effects of fisheries activities and implications for indicator species. Mar. Ecol. Progr. Ser. 155: 249-260.

Regehr, H.M. and M.S. Rodway. 1999. Seabird breeding performance during two years of delayed capelin arrival in the northwest Atlantic: a multi-species comparison. Waterbirds 22: 60-67.

Ramade, F. 1979. Ecotoxicologie. Paris: Masson France, 2ième éd.

Ramp, C., M. Bérubé, W. Hagen and R. Sears. 2006. Survival of adult blue whales, *Balaenoptera musculus* in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 319: 287-295.

Read, A.J. 1999. Harbour porpoise *Phocoena phocoena* (Linneaus, 1758). *In* Anonymous, (Editors). Handbook of marine mammals, Vol. 6. pp. 323-355. Academic Press. London.

Reeves, R.R. and E. Mitchell. 1988. Distribution and seasonality of killer whales in the eastern Canadian Arctic. *In* Sigurjonsson, J. and Leatherwood, S., (Editors). North Atlantic killer whales. pp. 136-160.

Reeves, R.R. and J.K. Ling. 1981. Hooded seal Cystophora cristata Erxleben, 1777. *In* Ridgway, S. H. and Harrison, R. J., editors.Handbook of marine mammals Vol. 2 Seals. pp. 171-194. Academic Press. Toronto.

Reeves, R.R., C. Smeenk, R.L.Jr. Brownell and C.C. Kinze. 1998a. White-sided dolphin Lagenorhynchus acutus (Gray, 1828). *In* Ridgway, S. H. and Harrison, R. (Editors). Handbook of marine mammals, Vol. 6. pp. 31-56. Academic Press. London, UK.

Reeves, R.R., J.G. Mead and S. Katona. 1978. The right whale (*Eubalaena glacialis*), in the western North Atlantic. Rep. Int. Whal. Commn 28: 303-312.

Reeves, R.R., J.M. Breiwick and E.D. Mitchell. 1999. History of whaling and estimated kill of right whales, *Balaena glacialis*, in the northeastern United States, 1620–1924. Mar. Fish. Rev. 66: 1-36.

Reeves, R.R., T.D. Smith, E.A. Josephson, P.J. Clapham and G. Woolmer. 2004b. Historical observations of humpback and blue whales in the North Atlantic ocean: clues to migratory routes and possibly additional feeding grounds. Mar. Mamm. Sci. 20: 774-786.

Regular, P.M., F. Shuhood, T. Power, W.A. Montevecchi, G.J. Robertson, D. Ballam, J.F. Piatt and B. Nakashima. 2008. Murres, capelin and ocean climate: inter-annual associations across a decadal shift. Environ. Monit. Assess. doi 10.1007/s10661-008-0484-2.

Robertson, G.J. and R.D. Elliot. 2002. Population size and trends of seabirds breeding in the Gannet Islands, Labrador. Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser. No. 393.

Robertson, G.J., R.D. Elliot and K.G. Chaulk. 2002a. Breeding seabird populations in Groswater Bay, Labrador, 1978 and 2002. Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser. No. 394.

Robertson, G.J., J. Russell and D. Fifield, D. 2002b. Breeding population estimates for three Leach's Storm-petrel colonies in southeastern Newfoundland, 2001. Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser. No. 380.

Robertson, G.J., S.I. Wilhelm and P.A. Taylor. 2004. Population size and trends of seabirds breeding on Gull and Great islands, Witless Bay Islands Ecological Reserve, Newfoundland up to 2003. Can. Wildl. Serv. Tech. Rep. Ser. No. 418.

Robertson, G.J., J. Russell, R. Bryant, D.A. Fifield and I.J. Stenhouse. 2006. Size and trends of Leach's Storm-Petrel Oceanodroma leucorhoa breeding populations in Newfoundland. Atlantic Seabirds 8: 41-50.

Reid, P.C., D.G. Johns, M. Edwards, M. Starr, M. Poulin and P. Snoeijs. 2007. A biological consequence of reducing Artic ice cover: arrival of the Pacific diatom *Neodenticula seminae* in the North Atlantic for the first time in 800 000 years. Global Change Biol. 13: 1910-1921.

Richard, P., J.C. Orr and A.R. Martin. 2001a. Summer and autumn movements of belugas of the eastern Beaufort Sea stock. Arctic 54: 223-236.

Richard, P.R., M.-P. Heide-Jorgensen, J.C. Orr, R. Dietz and T.G. Smith. 2001b. Summer and autumn movements and habitat use by belugas in the Canadian high Arctic and adjacent areas. Arctic 54: 207-222.

Ringuette, M., M. Castonguay, J.A. Runge and F. Grégoire. 2002. Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) recruitment fluctuations in relation to copepod production and juvenile growth. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 646–656.

Robillard, A., V. Lesage and M.O. Hammill. 2005. Distribution and abundance of harbour seals (*Phoca vitulina concolor*) and grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, 1994–2001. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2613: 1-152.

Rodway, M.S. and H.M. Regehr. 1999. Habitat selection and reproductive performance of food-stressed Herring Gulls. Condor 101: 566-576.

Rodway, M.S., H.M. Regehr and J.W. Chardine. 2003. Status of the largest breeding concentration of Atlantic Puffins, Fratercula arctica, in North America. Can. Field-Nat. 117: 70-75.

Ronconi, R.A. and S.N.P. Wong. 2003. Estimates of changes in seabird numbers in the Grand Manan archipelago, New Brunswick, Canada. Waterbirds 26: 462-472.

Rowe, S., I.L. Jones, J.W. Chardine, R.D. Elliot and B.G. Veitch. 2000. Recent changes in the winter diet of murres (Uria spp.) in coastal Newfoundland waters. Can. J. Zool. 78: 495-500.

Ronald, K. and J.L. Dougan. 1982. The ice lover: biology of the harp seal (*Phoca groenlandica*). Science 215: 928-933.

Rosel, P.E., S.C. France, J.Y. Wnag and T.D. Kocher. 1999. Genetic structure of harbour porpoise *Phocoena phocoena* populations in the northwest Atlantic based on mitochondrial and nuclear markers. Mol. Ecol. 8: S41-S54.

Rosenbaum, H.C., R.L.Jr. Brownell, M. W. Brown, C. Schaeff, V. Portway, B.N. White, S. Malik, L.A. Pastene, N.J. Patenaude, C.S. Baker, M. Goto, P.B. Best, P.J. Clapham, P.K. Hamilton, M. Moore, R. Payne, V.J. Rowntree, C,T. Tynan, J.L. Bannister and R. DeSalle. 2000. World-wide genetic differentiation of Eubalaena: questioning the number of right whale species. Mol. Ecol. 9: 1793-1802.

Rouleau, C., C. Gobeil and H. Tjälve. 2001. Cadmium accumulation in the snow crab. Mar. Ecol. Prog. Ser. 224: 207–217.

Runge, J.A. and Y. de Lafontaine. 1996. Characterization of the pelagic ecosystem in surface waters of the northern Gulf of St. Lawrence in early summer: the larval redfish–Calanus–microplankton interaction. Fish. Oceanol. 5(1): 21–37.

Runge, J.A., M. Castonguay, Y. de Lafontaine, M. Ringuette and J.L. Beaulieu. 1999. Covariation in climate, zooplankton biomass and mackerel recruitment in the southern Gulf of St. Lawrence. Fish. Oceanol. 8(2): 139–149.

Safe, S. 1984. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyls (PBBs): biochemistry, toxicology , and mechanism of action. Crit. Rev. Toxic. 13(4): 319–395.

Saint–Jean, S.D., S.C. Courtnay, E. Pelletier and R. Saint–Louis. 1999. Butyltin concentrations in sediments and blue mussels (*Mytilus edulis*) of the southern Gulf of St. Lawrence, Canada. Environ. Technol. 20: 181–189.

Saint–Louis, R., C. Gobeil and E. Pelletier. 1997. Tributyltin and its degradation products in the St. Lawrence Estuary (Canada). Environ. Technol. 18: 1209–1218.

Saint–Louis, R., S. de Mora, E. Pelletier, B. Doidge, D. Leclair, I. Mikaelian and D. Martineau. 2000. Hepatic butyltin concentrations in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, and Northern Québec, Canada. Ap. Organ. Chem. 14: 218–226.

Saucier, F.J., F. Roy, D. Gilbert, P. Pellerin and H. Ritchie. 2003. Modelling the formation of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence. J. Geophys. Res. 108(C8): 3269–3289.

Savenkoff, C., M. Castonguay, D. Chabot, M.O. Hammill, H. Bourdages and L. Morissette. 2007a. Changes in the northern Gulf of St. Lawrence ecosystem estimated by inverse modelling: Evidence of a fishery-induced regime shift? Estuar. Coast. Shelf Sci. 73: 711-724.

Savenkoff, C., D.P. Swain, J.M. Hanson, M. Castonguay, M.O. Hammill, H. Bourdages, L. Morissette and D. Chabot. 2007b. Effects of fishing and predation in a heavily exploited ecosystem: comparing periods before and after the collapse of groundfish in the southern Gulf of St. Lawrence (Canada). Ecol. Model. 204: 115-128.

Savenkoff, C., Morissette, L., Castonguay, M., Swain, D.P., Hammill, M.O., Chabot, D. and Hanson, J.M. 2008. Interactions between marine mammals and fisheries: Implications for cod recovery. *In* "Ecosystem Ecology Research Trends", J. Chen and C. Guô (Editors). Nova Science Publishers, Inc., New York, pp. 107-151.

Scallon-Chouinard, P.-M., J.-D. Dutil, and S. Hurtubise. 2007. Liste des espèces de poissons inventoriés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent entre 1930 et 2005. Rap. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat. 2719: vi + 58 pp.

Schiel, D.R., J.R. Steinbeck and M.S. Foster. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. Ecol. 85: 1833-1839.

Sears R. and F. Larsen. 2002. Long Range Movements of Blue Whale (*Balaenoptera musculus*) between the Gulf of St. Lawrence and West Greenland. Mar. Mamm. Sci. 18: 281-285.

Sears, R. and J. Calambokidis. 2002. Updata COSEWIC status report on the Blue Whale Balaenoptera musculus in Canada. *In* Anonymous (Editors). COSEWIC assessment and update status report on the Blue Whale *Balaenoptera musculus* in Canada. pp. 1-32. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa.

Sears, R. and J.M. Williamson. 1982. A preliminary aerial survey of marine mammals for the Gulf of St. Lawrence to determine their distribution and relative abundance. Mingan Island Cetacean Survey - Station de Recherches des Îles Mingan (MICS), Falmouth, Mass., and Sept-Îles, Que.

Sears, R., J.M. Williamson, F.W. Wenzel, M. Bérubé, D. Gendron and P. Jones. 1990. Photographic identification of the blue whale (*Balaenoptera musculus*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Rep. Internat. Whal. Commn. (Spec. Is.) 12: 335-342.

Selzer, L.A. and P.M. Payne. 1988. The distribution of white-sided (Lagenorhynchus acutus) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. Mar. Mamm. Sci. 4: 141-153.

Sergeant, D. 1986. Present status of white whales *Delphinapterus leucas* in the St Lawrence estuary. Nat. Can. 113: 6-81.

Sergeant, D.E. 1963. Minke whales, *Balaenoptera acutorostrata Lacépède*, of the western North Atlantic. J. Fish. Res. Board Can. 20: 1489-1504.

Sergeant, D.E. 1966. Population of large whale species in the western North Atlantic with special reference to the fin whale. Circular No. 9. Fisheries Research Board of Canada, Arctic Biological Station. Ste. Anne de Bellevue, Quebec. pp. 1-30.

Sergeant, D.E. 1974. A rediscovered whelping population of hooded seals *Cystophora cristata* Erxleben and their possible relation to other populations. Polarforschung 44: 1-7.

Sergeant, D.E. 1976. History and present status of populations of harp and hooded seals. Biol. Cons. 10: 95-118.

Sergeant, D.E. 1977. Stocks of fin whales *Balaenoptera physalus* L. in the North Atlantic Ocean. Rep. Int. Whal. Commn 27: 460-473.

Sergeant, D.E. 1982b. Some biological correlates of environmental conditions around Newfoundland during 1970-79: harp seals, blue whales and fulmar petrels. NAFO Scient. Counc. Stud. 5: 107-110.

Sergeant, D.E. 1991. Harp seals, man and ice. Can. Spec. Public. Fish. Aquat. Sci. 114: 1-153.

Sergeant, D.E. and H.D. Fisher. 1957. The smaller Cetacea of eastern Canadian waters. J. Fish. Res. Board Can. 14: 83-115.

Sergeant, D.E., A.W. Mansfield and B. Beck. 1970. Inshore records of Cetacea for eastern Canada. J. Fish. Res. Board Can. 27: 1903-1915.

Sergeant, D.E., D.J. St.Aubin and J.R. Geraci. 1980. Life history and northwest Atlantic status of the Atlantic white-sided dolphin, *Lagenorhynchus acutus*. Cetology 37: 1-12.

Siah, A., J. Pellerin, J.–C. Amiard, É. Pelletier and L. Viglino. 2003. Delayed gametogenesis and progesterone levels in soft-shell clams (*Mya arenaria*) in relation to in situ contamination to organotins and heavy metals in the St. Lawrence River. Comp. Bioch. Physiol. Part C 135(2): 145-156.

Simard, Y., D. Lavoie and F.J. Saucier. 2002. From plankton to whales: oceanography of a traditional whale feeding ground and marine park in the St. Lawrence estuary. Theme Session on Environmental Influences on Trophic Interactions. ICES CM 2002/N: 14.

Sinclair, A.F., D.P Swain and J.M. Hanson. 2002a. Disentangling the effects of size-selective mortality, density, and temperature on length-at-age. Can J. Fish Aquat. Sci. 59: 372-382.

Sinclair, A.F., D.P Swain and J.M. Hanson. 2002b. Measuring changes in the direction and magnitude of size-selective mortality in a commercial fish population. Can J. Fish Aquat. Sci. 59: 361-371.

Sjare, B., M. Lebeuf and G. Veinot. 2005. Harbour seals in Newfoundland and Labrador: a preliminary summary of new data on aspects of biology, ecology and conatminant profiles. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/030: 1-42.

Smayda, T.J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. *In* E. Granéli, B. Sundstrom, L. Edler, and D.M. Anderson (Editors).), Toxic Marine Phytoplankton, Elevier Science Publishing, New York, pp. 29-40.

Smith, B.S. 1981. Male characteristics in female mud snails caused by antifouling bottom paints. J. Appl. Toxicol. 1: 22–25.

Smith, R. 2006. COSEWIC Assessment and update status report on the harbour seal (eastern population) *Phoca vitulina*.

Smith, T.D., J. Allen, P.J. Clapham, P.S. Hammond, S. Katona, F. Larsen, J. Lien, D. Mattila, P.J. Palsbøll, J. Sigurjónsson, P.T. Stevick, and N. Øien. 1999. An ocean-basin-wide markrecapture study of the North Atlantic humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). Mar. Mamm. Sci. 15: 1-32.

Sorensen, E.M. 1991. Metal poisoning in fish. CRC Press, 374 p.

Squires, H.J. 1990. Decapod crustacea of the Atlantic coast of Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 221: 532p.

Starr, M., L. St–Amand and L. Bérard–Therriault. 2002. State of phytoplankton in the Estuary and Gulf of St. Lawrence during 2001. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/067.

Starr, M., L. St–Amand, L. Devine et L. Bérard–Therriault. 2003. État du phytoplancton dans l'Estuaire et le Golfe du Saint–Laurent en 2002. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/103.

Stenson, G.B. 2003. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: abundance, removals, and sustainability of removals. NAMMCO Sci. Publ. 5: 271-302.

Stenson, G.B., J.-P Rivest, M.O. Hammill, J.-F. Gosselin and B. Sjare. 2003b. Estimating pup production of harp seals, *Pagophilus groenlandicus*, in the Northwest Atlantic. Mar. Mamm. Sci. 19: 141-160.

Stenson, G.B., M.O. Hammill, J. Lawson, J.-F. Gosselin and T. Haug. 2005. 2004 pup production of harp seals, *Pagophilus groenlandicus*, in the northwest Atlantic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/037: 1-34.

Stenson, G.B., M.O. Hammill, M.C.S. Kingsley, B. Sjare, W.G. Warren and R.A. Myers. 2002. Is there evidence of increased pup production in northwest Atlantic harp seals, *Pagophilus groenlandicus*. ICES J. Mar. Sci. 59: 81-92.

Stenson, G.B., R.A. Myers, I.-H. Ni and W.G. Warren. 1997. Pup production and population growth of hooded seals (*Cystophora cristata*) near Newfoundland, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 209-216.

Stevick, P.T., J. Allen, M. Bérubé, P.J. Clapham, S.K. Katona, F. Larsen, J. Lien, D.K. Mattila, P.J. Palsbøll, J. Robbins, J. Sigurjónsson, T.D. Smith and N. Øien. 2003a. Segregation of migration by feeding ground origin in North Atlantic humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). J. Zool. London 259: 231-237.

Stevick, P.T., J. Allen, P.J. Clapham, N. Friday, S.K. Katona, F. Larsen, J. Lien, D.K. Mattila, P.J. Palsbøll, J. Sigurjónsson, T.D. Smith, N. Øien and P.S. Hammond. 2003b. North Atlantic humpback whale abundance and rate of increase four decades after protection from whaling. Mar. Ecol. Progr. Ser. 258: 263-273.

Stevick, P.T., J. Allen, P.J. Clapham, S.K. Katona, F. Larsen, J. Lien, D.K. Mattila, P.J. Palsbøll, R. Sears, J. Sigurjónsson, T.D. Smith, G. ikingsson, N. Øien and P.S. Hammond. 2006. Population spatial structuring on the feeding grounds in North Atlantic humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). J. Zool. 270: 244-255.

Stewart, B.S. and P.K. Yochem. 1994. Ecology of harbor seals in the southern California Bight. *In* Halvorson, W. L. and Maender, G. J. (Editors). The fourth California Islands symposium: update on the status of resources. pp. 123-134. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara, CA.

Stewart, B.S. and S. Leatherwood. 1985. Minke whale *Balaenoptera acutorostrata* Lacépède, 1804. *In* Ridgway, S. H. and Harrison, R. (Editors). Handbook of marine mammals. Vol. 3. The Sirenians and baleen whales. pp. 91-136. Academic Press. London.

St-Jean, S.D., É. Pelletier and S.C. Courtenay. 2002a. Very low levels of water-borne butyltins modulate haemocyte function in the blue mussel, *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 236: 155-161.

St-Jean, S.D., É. Pelletier and S.C. Courtenay. 2002b. Haemocyte functions and bacterial clearance affected in vivo by TBT and DBT in blue mussels, *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 236: 163-178.

St-Jean, S.D., S.C. Courtenay, É. Pelletier and R. St.Louis. 1999. Butyltin concentrations in sediments and blue mussels (*Mytilus edulis*) of the southern Gulf of St. Lawrence, Canada. Environ.Technol. 20: 181-190.

Stobo, W.T., B. Beck and J.K. Horne. 1990. Seasonal movements of grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Northwest Atlantic. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222: 199-213.

Sutcliffe, W.H. and P.F. Brodie. 1977. Whale distributions in Nova Scotia waters. 722: 1-83.

Suydam, R.S., L.F. Lowry, K.F. Frost, G.M. O'Corry-Crowe and D.Jr. Pikok. 2001. Satellite tracking of eastern chukchi sea beluga whales into the Arctic ocean. Arctic 54: 237-243.

Swain, D. P., L. Savoie, T. Surette, T. Hurlbut and D. Daigle. 2009a. Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence cod stock, February 2009. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/037 vi + 129 p.

Swain, D.P. and A. Sinclair. 2000. Pelagic fishes and the cod recruitment dilemma in the Northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1321-1325.

Swain, D.P. and G.A. Chouinard. 2008. Predicted extirpation of the dominant demersal fish in a large marine ecosystem: Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65:2315-2319.

Swain, D.P., A.F. Sinclair and J.M. Hanson. 2007. Evolutionary response to size-specific mortality in an exploited fish population. Proc. R. Soc. B. 274: 1015-1022.

Swain, D.P., I.D. Jonsen, J.E. Simon and R.A. Myers. 2009b. A stage-structured state-space model to assess threats and management scenarios for data-deficient species-at-risk: Estimating mortality trends in winter skate (*Leucoraja ocellata*, Family Rajidae). Ecol. Applic. (in press).

Swain, D.P., T. Hurlbut and H.P. Benoît. 2005. Changes in the abundance and size of skates in the southern Gulf of St. Lawrence, 1971-2002. J. Northwest. Atl. Fish. Sci. 36: 19-30.

Swingle, W.M., S.G. Barco, T.D. Pitchford, W.A. McLellan and D.A. Pabst. 1993. Appearance of juvenile humpback whales feeding in the nearshore waters of Virginia. Mar. Mamm. Sci. 9: 309-315.

Therriault, J.–C. and M. Levasseur. 1985. Control of phytoplankton production in the lower St. Lawrence Estuary: Light and freshwater runoff. Nat. Can. 112: 77–96.

Therriault, J.-C., B. Petrie, P. Pepin, J. Gagnon, D. Gregory, J. Helbig, A. Heman, D. Lefaivre, M. Mitchell, B. Pelchat, J. Runge and D. Sameoto. 1998. Proposal for a Northwest Atlantic Zonal Monitoring Program. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 194: vii + 57pp.

Therriault, J.–C., J. Painchaud and M. Levasseur. 1985. Factors affecting the occurrence of *Protogonyaulax tamarensis* and shellfish toxicity in the St. Lawrence Estuary: freshwater runoff and the stability of the water column. *In* Toxic Dinoflagellates. *Edited by* D.M. Anderson, A.W. White and D.C. Baden. Elsevier Science, New York. pp. 141–146.

Therriault, J.-C., P.S. Galbraith, M. Starr and M. Harvey. 2002. Recent intrusion of Labrador Shelf waters into the Gulf of St. Lawrence. AZMP/PMZA Bull. 2: 12-15.

Thibodeau, B., A. de Vernal and A. Mucci. 2006. Recent eutrophication and consequent hypoxia in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Micropaleontological and geochemical evidence. Mar. Geol. 231: 37–50.

Thompson, P.M., A. Mackay, D.J. Tollit, S. Enderby and P.S. Hammond. 1998. The influence of body size and sex on the characteristics of harbour seal foraging trips. Can. J. Zool. 76: 1044-1053.

Thompson, P.M., B.J. McConnell, D.J. Tollit, A. McKay, C. Hunter and P.A. Racey. 1996. Comparative distribution, movements and diet of harbour and grey seals from the Moray Firth, N.E. Scotl. J. Appl. Ecol. 33: 1572-1584.

Timme-Laragy, A.R., E.D. Levin and R.T. Di Giulio. 2006. Developmental and behavioral effects of embryonic exposure to the polybrominated diphenylether mixture DE-71 in the killifish. Chemosphere 62(7):1097-1104.

Tournois, C. 2003. Estimation de l'abondance et détermination de la distribution des cétacés du golfe du Saint-Laurent à partir de recensements effectués sur un bateau utilisé comme plate-forme d'opportunité. M.Sc. thesis. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada. 104 pp.

True, F.W. 1904. The whalebone whales of the western North Atlantic compared with those occurring in European waters with some observations on the species of the North Pacific. Smithsonian Institution. Washington, DC. 307.

Trzcinski, M.K., R. Mohn and W.D. Bowen. 2006. Continued decline of an Atlantic cod population: how important is gray seal predation. Ecol. Applic. 16: 2276-2292.

Tuck, L. M. 1960. The murres: Their distribution, population and biology; study of the genus Uria . Canadian Wildlife Service Monograph Series No. 1. Ottawa.

Tunberg, B. and W.G. Nelson. 1998. Do climatic oscillations influence cyclical patterns of soft bottom macrobenthic communities on the Swedish west coast ? Mar. Ecol. Prog. Ser. 170: 85-94.

Vachon, É., W.G. Grenier and I. Chouinard. 1988. Rapport de la saison 1998. Réseau d'Observation de Mammifères Marins du Bas-Saint-Laurent (ROMMBSL). Corporation P.A.R.C Bas-Saint-Laurent. Rivière-du-Loup, Qc. pp. 1-65.

Viglino, L., É. Pelletier and L.E.J. Lee. 2006. Butyltin species in benthic and pelagic organisms of the Saguenay fjord (Canada) and imposex occurrence in common whelk (*Buccinum undatum*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 50: 45-59.

Visbeck, M.H., J.W. Hurrell, L. Polvani and H.M. Cullen. 2001. The North Atlantic Oscillation: past, present and future. Proc. Nat. Acad. Sci. 98: 12876-12877.

Vladykov, V.D. 1944. Etudes sur les mammifères aquatiques. III. Chasse, biologie et valeur économique du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve et du golfe Saint- Laurent. Département des Pêcheries. Québec, QC. 191.

Walker, M.K. and R.E. Peterson. 1991. Potencies of polychlorinated dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners, relative to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, for producing early life stage mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquat. Toxicol. 21: 219-238.

Waring, C.P. and A. Moore. 2004. The effect of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer. Aquat. Toxicol. 66: 93-104.

Waring, G.T., E. Josephson, C.P. Fairfield and K. Maze-Foley. 2007. U.S. Atlantic marine mammal stock assessments - 2006. NOAA Tech. Memorend. NMFS-201. U.S.Department of Commerce. pp. 1-388.

Weise, A., M. Levasseur, F.J. Saucier, S. Senneville, E. Bonneau, S. Roy, G. Sauvé, S. Michaud and J. Fauchot. 2002. The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in the St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 464–473.

Wenzel, F. and R. Sears. 1988. A note on killer whales in the Gulf of St. Lawrence, including an attack on a minke whale. *In* Sigurjonsson, J. and Leatherwood, S. (Editors). North Atlantic killer whales. pp. 202-204. Marine Research Institute. Reykjavik.

Wenzel, F.W., D. K. Mattila and P.J. Clapham. 1988. *Balaenoptera musculus* in the Gulf of Maine. Mar. Mamm. Sci. 4: 172-175.

Whitehead, H. 1987. Updated status of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in Canada. Can. Field-Natur. 101: 284-294.

Whitehead, H. and C. Glass. 1985. Orcas (killer whales) attack humpback whales. J. Mammalogy 66: 183-185.

Whitehead, H., R. Silver and P. Harcourt. 1982. The migration of humpback whales along the northeast coast of Newfoundland. Can. J. Zool. 60: 2173-2179.

Wiley, D.N., R.A. Asmutis, T.D. Pitchford and D.P. Gannon. 1995. Stranding and mortality of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the mid-Altantic and southeast United States, 1985-1992. Fish. Bull. 93: 196-205.

Winn, H.E., C.A. Price and P.W. Sorensen. 1986. The distributional biology of the right whale (*Eubalaena glacialis*) in the western North Atlantic. Rep. Int. Whal. Commn (Spec. Iss.) 10: 129-138.

Wirgin, I, C. Grunwald, S. Courtenay, G.–L. Kreamer, W.L. Reichert and J.E. Stein. 1994. A biomarker approach to assessing xenobiotic exposure in Atlantic tomcod from the North American Atlantic coast. Environ. Health Persp. 102: 764–770.

Worm, B. and R.A. Myers. 2003. Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. Ecol. 84: 162-173.

Schiel, D.R., Steinbeck, J.R., and Foster, M.S. 2004. Ten Years of Induced Ocean Warming Causes Comprehensive Changes in Marine Benthic Communities. Ecology 85: 1833-1839.

Squires, H.J. 1990. Decapod crustacea of the Atlantic coast of Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 221, 532p.

Tunberg, B., and Nelson, W.G. 1998. Do climatic oscillations influence cyclical patterns of soft bottom macrobenthic communities on the Swedish west coast? Mar. Ecol. Prog. Ser. 170: 85-94.

Worm, B., and Myers, R.A. 2003. Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. Ecology 84: 162-173.

Yeung, C. and R.A. McConnaughey. 2006. Community structure of eastern Bering Sea epibenthic invertebrates from summer botton-trawl surveys 1982 to 2002. Mar. Ecol. Prog. Ser. 318: 47-62.

Zachos, J.-C., U. Röhl, S.A. Schellenberg, A. Sluijs, D.A. Hodell, D.C. Kelly, E. Thomas, M. Nicolo, I. Raffi, L.J. Lourens, H. McCarren, D. Kroon. 2005. Paleoclimate: Rapid Acidification of the Ocean During the Paleocene-Eocene thermal maximum. Sci. 308(5728): 1611-1615.

Zakardjian, B.A., J. Sheng, J.A. Runge, I.A. McLaren, S. Plourde, K.R. Thompson and Y. Gratton. 2003. Effect of temperature and circulation on the population dynamics of *Calanus finmarchicus* in the Gulf of St. Lawrence and Scotian Shelf: study with coupled, three–dimensional hydrodynamic, stage–based life history model. J. Geophys. Res. 108(C11).

Zakardjian, B.A., Y. Gratton and A.F. Vézina. 2000. Late spring phytoplankton bloom in the lower St. Lawrence Estuary: the flushing hypothesis revisited. Mar. Ecol. Prog. Ser. 192: 31–48.

FIGURES

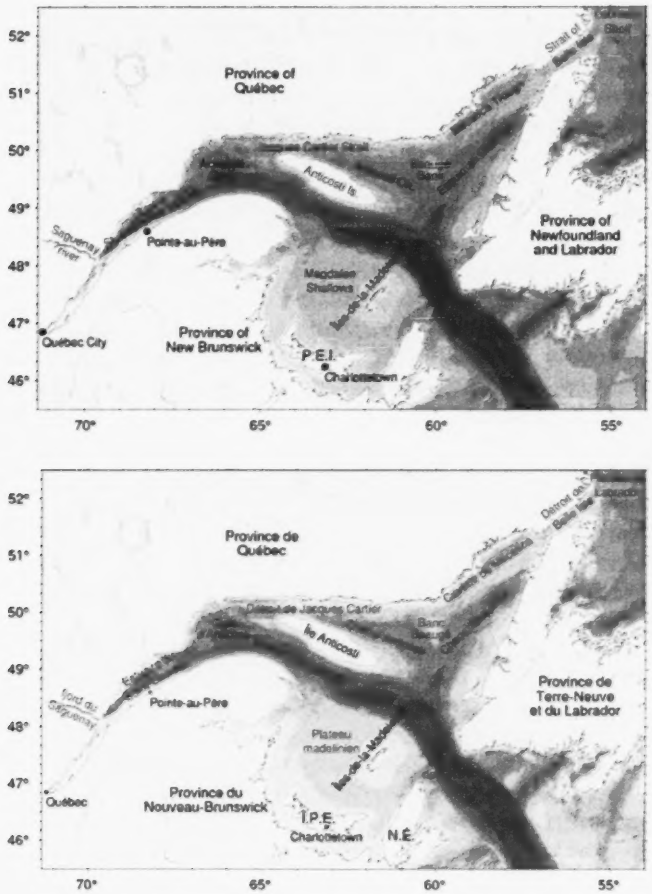

Figure 1. Map of the Gulf of St. Lawrence illustrating the most prominent bathymetric features. Bathymetric grid provided by the Canadian Hydrographic Service (300-m resolution)

Figure 1. Carte montrant les caractéristiques bathymétriques les plus importantes du golfe du Saint-Laurent. La grille bathymétrique provient du Service hydrographique du Canada (résolution de 300 m).

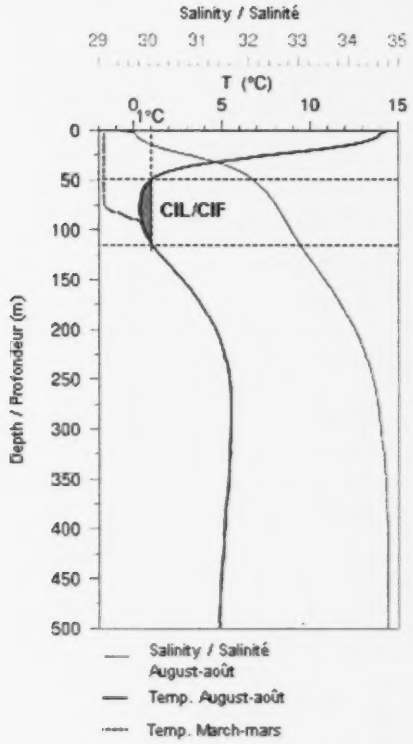

Figure 2. Depth profiles of temperature and salinity typically observed during the summer in the Gulf of St. Lawrence. Profiles are averages of observations in August 2007 in the northern Gulf. The cold intermediate layer (CIL) is defined here as the part of the water column colder than 1°C, although some authors use a different temperature threshold. The dashed line at left shows a winter temperature profile measured in March 2008, with near–freezing temperatures in the top 75 m.

Figure 2. Profils verticaux de la température et de la salinité des eaux du golfe du Saint-Laurent habituellement observés en été. Les profils ont été établis à l'aide des moyennes des observations faites dans le nord du golfe en août 2007. La CIF correspond ici, dans la colonne d'eau, à la couche d'eau dont la température est en deçà de 1 °C, bien que certains auteurs utilisent un seuil thermique différent. La ligne pointillée, à gauche, montre un profil de température hivernale pour le mois de mars 2008, avec des températures près du point de congélation pour la couche d'eau allant de 0 à 75 m de profondeur.

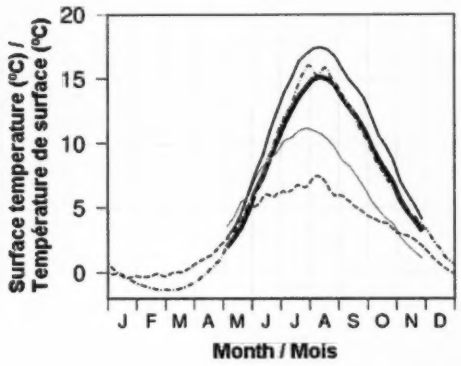

Figure 3. Sea surface temperature seasonal cycle in the Gulf of St. Lawrence. NOAA AVHRR temperature weekly averages for the years 1985 to 2008 are shown from May to November (ice-free months) for the entire Gulf (thick black line), the warmer Magdalen Shallows (black line) and the cooler St. Lawrence Estuary (grey line). Thermosalinograph (TSG) data averages for the years 2000 to 2008 are shown for the head of the Laurentian Channel (69.5°W, - - - -) and averaged over the Gulf along the main shipping routes between 66°W and 59°W (·····).

Figure 3. Cycle saisonnier de la température de l'eau de surface dans le golfe du Saint-Laurent. Cette Figure montre les moyennes hebdomadaires, d'après les données NOAA-AVHRR relatives à la température, entre mai et novembre (mois libres de glaces) pour les années 1985 à 2008 pour l'ensemble du golfe (trait noir gras), pour le plateau madelinien aux températures plus chaudes (trait noir) et pour l'estuaire du Saint-Laurent aux températures plus fraîches (trait gris). Les moyennes des données recueillies au moyen de thermosalinographes (TSG) pour les années 2000 à 2008 sont indiquées pour la tête du chenal Laurentien (69,5° O., - - - -). Ces moyennes ont été extrapolées de façon à couvrir l'ensemble du golfe le long des principales lignes de trafic commercial, soit entre 66° O. et 59° O (·····).

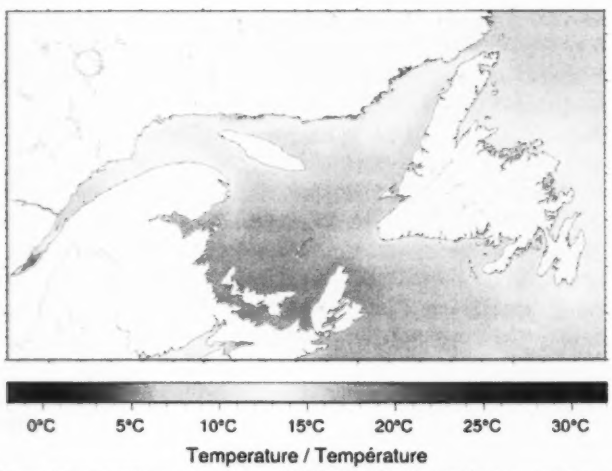

Figure 4. Sea-surface temperature average 1985-2008 climatology or the week of August 8th-14th, the warmest week of the year on average. Based on NOAA AVHRR 1-km resolution imagery.

Figure 4. Climatologie des températures moyennes à la surface de la mer entre 1985 et 2008, pour la semaine du 8 au 14 août, qui représente la semaine la plus chaude de l'année en moyenne. D'après les données NOAA-AVHRR; résolution de 1 km par imagerie satellite.

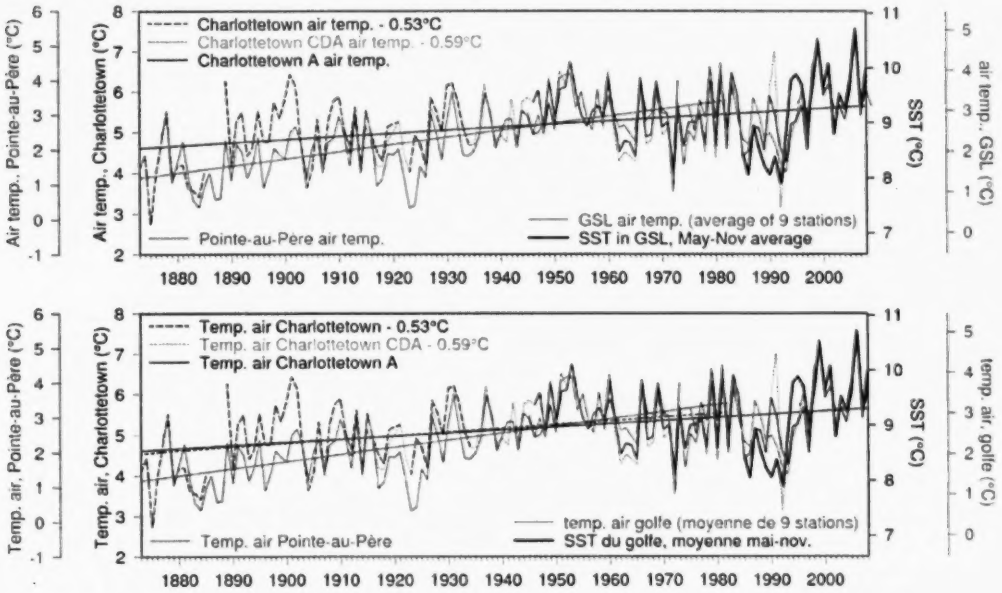

Figure 5. Sea-surface and air temperature records for the Gulf of St. Lawrence. SST averages for the Gulf of St. Lawrence from May to November, from 1 km^2 resolution NOAA AVHRR imagery, are available since 1985 (blue line) and show a 2°C warming trend between a cooler and a warmer period centered around 1993. The series is well correlated with the average air temperature at nine stations selected around the Gulf available since 1945 (green line), with air temperature data from Charlottetown available from three stations since 1873, and with air temperature data from Pointe-au-Père collected since 1876.

Figure 5. Données relatives aux températures de l'eau de surface et de l'air pour le golfe du Saint-Laurent. Les moyennes de ces données pour le golfe du Saint-Laurent, pour les mois de mai à novembre, sont disponibles depuis 1985 (trait bleu) (issues des données NOAA-AVHRR; résolution de 1 km^2 par imagerie satellite) et indiquent une tendance au réchauffement de l'ordre de 2 °C entre une période plus fraîche et une autre période plus chaude centrées sur 1993. Cette série de données est bien corrélée avec la série de données sur la température moyenne de l'air recueillies depuis 1945 (trait vert) à neuf stations d'échantillonnages sélectionnés autour du golfe, avec la série de données sur la température de l'air recueillies depuis 1873 aux trois stations de Charlottetown et avec la série de données sur la température de l'air recueillies à Pointe-au-Père depuis 1876.

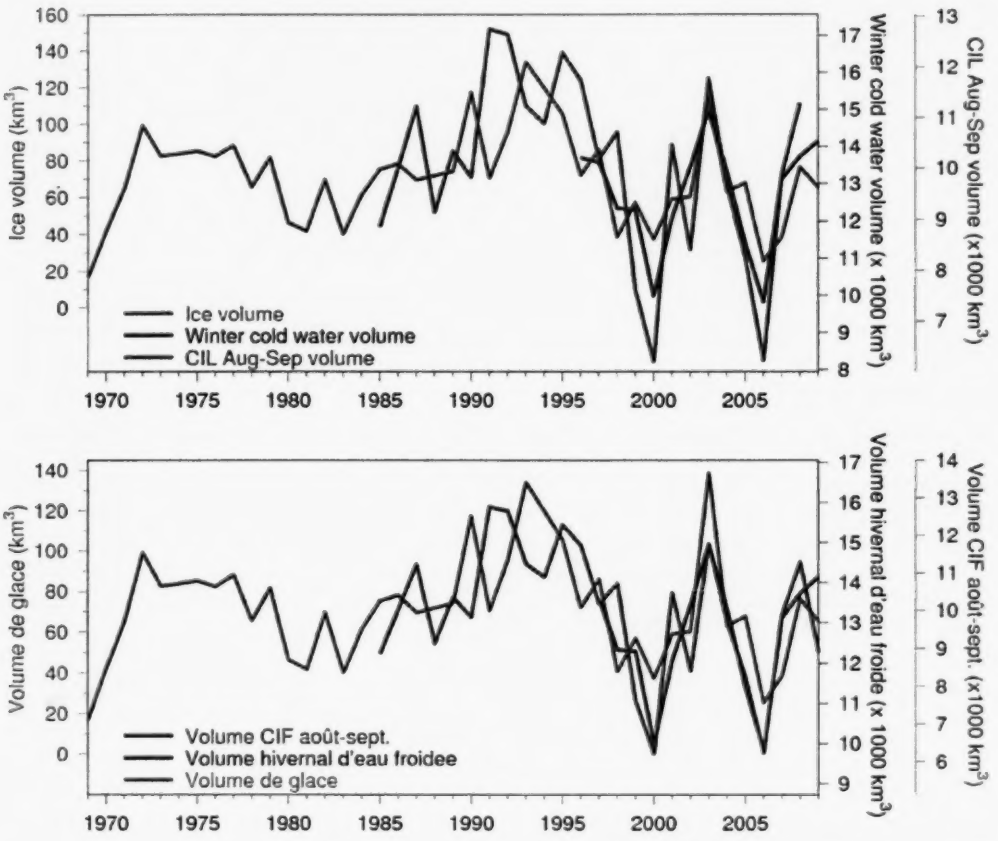

Figure 6. Maximum annual ice volume, winter cold water volume and August-September cold intermediate layer volume. Ice volume (1999-2009) is estimated from CIS numerical ice charts (green line). Winter cold water (< -1°C) volume estimated from an annual survey (1996-2009) conducted in March (blue line). Cold intermediate layer (< 1°C) volume for August and September estimated using all available temperature samples for those months.

Figure 6. Volume annuel maximal des glaces, volume d'eau froide hivernale et volume de la couche intermédiaire froide dans les mois d'août et de septembre. On a estimé le volume des glaces (1999-2009) à l'aide des cartes numériques des glaces du Service canadien des glaces (SCG) (trait vert). Des échantillonnages annuels (1996-2009) effectués en mars (trait bleu) ont permis d'estimer le volume hivernal d'eau froide. Pour les mois d'août et de septembre, le volume de la couche intermédiaire froide (inférieure à -1°C) a été estimé à l'aide de toutes les données disponibles sur la température pour ces deux mois.

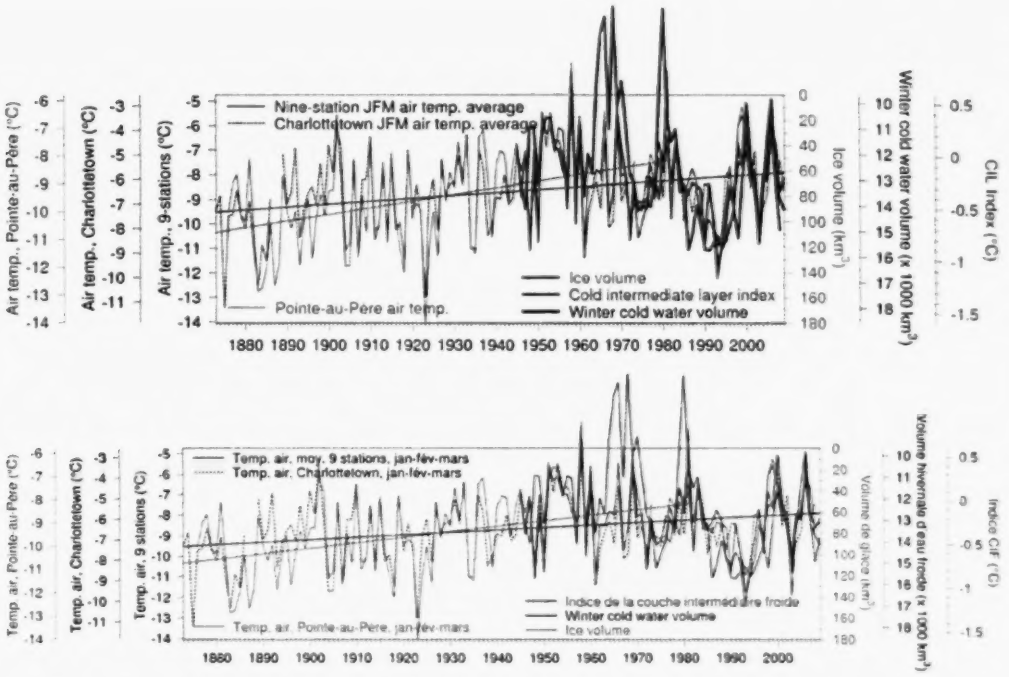

Figure 7. Winter cold water volume, yearly maximum ice volume, cold intermediate layer index and winter air temperatures in the Gulf of St. Lawrence. Ice volume (1999-2009) is estimated from CIS numerical ice charts (green line). Note that scales for ice and cold water volume are reversed to coincide with temperature scales. Winter cold water (< -1°C) volume is estimated from an annual survey (1996-2009) in March (blue line). The Gilbert & Pettigrew (1997) CIL index is defined as the mean of the CIL minimum core temperatures observed between 1 May and 30 September of each year, adjusted to 15 July (red line). Air temperatures are averages for January to March at nine selected stations around the Gulf available since 1945 (black line), average January to March temperature data from Charlottetown, available from 3 stations since 1873, with the same corrections applied as for the annual averages above, and average January to March temperature data from Pointe-au-Père, available since 1876.

Figure 7. Volume d'eau froide hivernale, volume annuel maximal des glaces, indice de la couche intermédiaire froide et températures hivernales de l'air dans le golfe du Saint-Laurent. On a estimé le volume des glaces (1999-2009) à l'aide des cartes numériques des glaces du SCG (trait vert). Il convient de noter que les échelles pour le volume des glaces et le volume d'eau froide ont été inversées afin qu'elles puissent coïncider avec celles des températures. Le volume d'eau froide hivernale (< -1°C) a été estimé à l'aide des relevés annuels (1996-2009) faits en mars (trait bleu). L'indice de la CIF de Gilbert et Pettigrew (1997) se définit comme étant la moyenne des températures minimales observées au centre de la CIF entre le 1er mai et le 30 septembre de chaque année, corrigée au 15 juillet (trait rouge). Les températures de l'air indiquées correspondent aux moyennes des données relevées de janvier à mars à neuf stations sélectionnées autour du golfe depuis 1945 (trait noir), aux moyennes des données relevées de janvier à mars aux trois stations de Charlottetown depuis 1873 (les corrections appliquées étant les mêmes que celles apportées aux moyennes annuelles ci-devant) et aux moyennes des données relevées de janvier à mars à Pointe-au-Père depuis 1876.

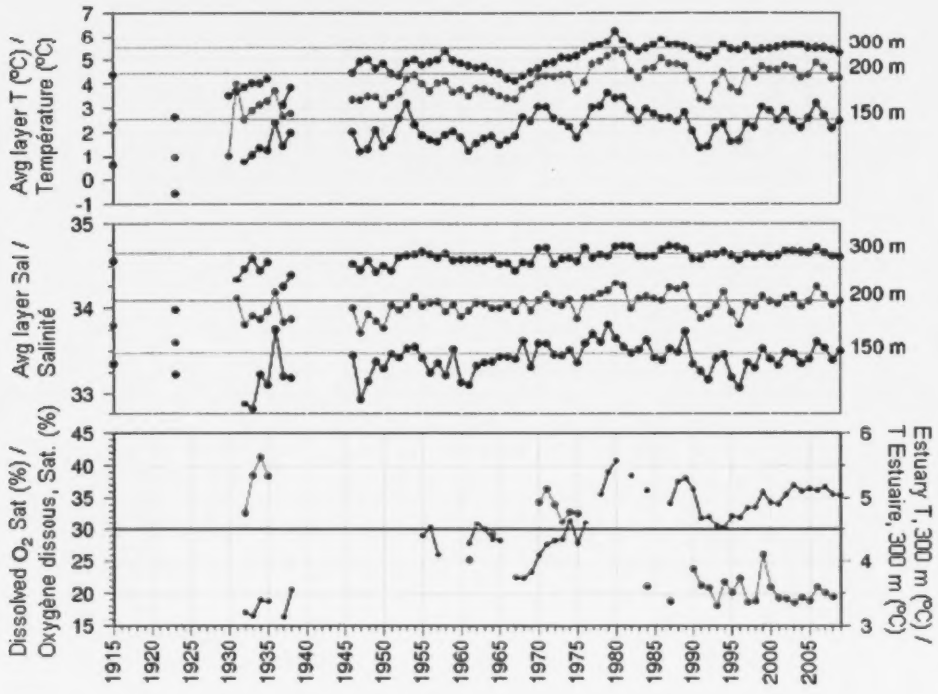

Figure 8. Layer-averaged temperature (top panel) and salinity (middle panel) time series for the Gulf of St. Lawrence, and (lower panel) dissolved oxygen saturation and temperature between 295 m and the bottom in the deep central basin of the St. Lawrence Estuary. The temperature and salinity panels show the 150 m, 200 m and 300 m depth averages over the entire Gulf and the horizontal lines are 1971-2000 averages. The horizontal line in the oxygen panel at 30% saturation marks the threshold of hypoxic conditions. Adapted from Galbraith et al. 2009.

Figure 8. Série chronologique correspondant à la température moyenne des couches d'eau (section supérieure de la Figure) et à la salinité (section du milieu) dans le golfe du Saint-Laurent, et (section inférieure) saturation en oxygène dissous et température entre 295 m et le fond de la mer dans le bassin central profond de l'estuaire du Saint-Laurent. Les sections sur la température et la salinité montrent les moyennes des relevés à 150, à 200 et à 300 m de profondeur dans tout le golfe, et les lignes horizontales correspondent aux moyennes de la période s'échelonnant de 1971 à 2000. Dans la section sur l'oxygène, la ligne horizontale (concentration à 30 % de saturation) indique le seuil des conditions hypoxiques. Adapté de Galbraith et al., *2009.*

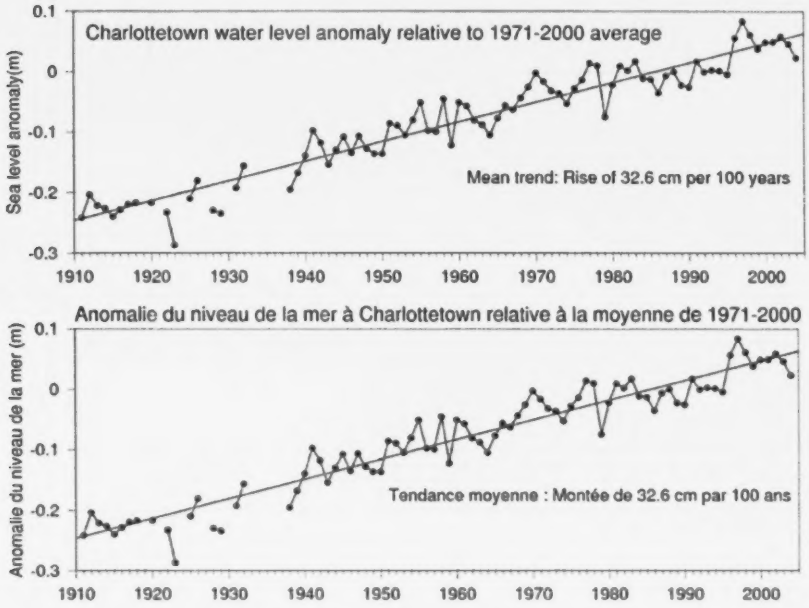

Figure 9. Water level anomaly observed at Charlottetown. The rate of the observed rise is 32.6 cm per 100 years.

Figure 9. Anomalie dans les niveaux d'eau observée à Charlottetown. Le taux de l'augmentation observée est de 32,6 cm tous les 100 ans.

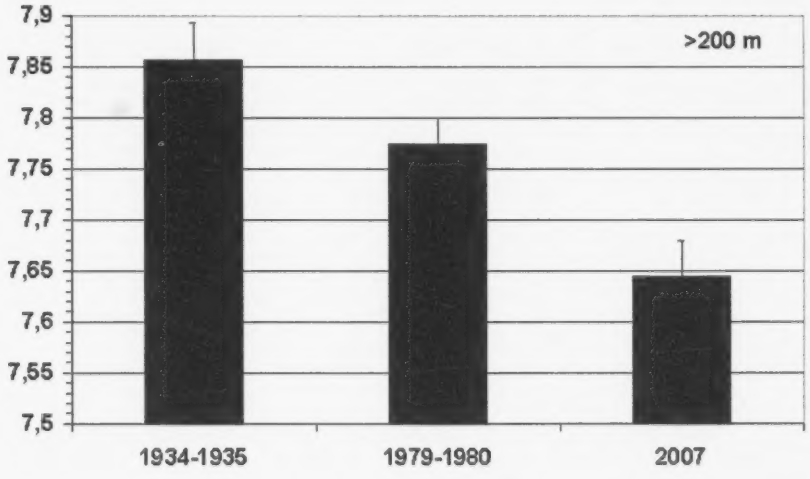

Figure 10. Evolution of pH between 200 and 320 m-depth in the Lower St. Lawrence (Starr et al., unpublished data).

Figure 10. Évolution du pH entre 200 m et 320 m de profondeur, dans l'estuaire maritime (Starr et al., données non publiées).

Figure 11. Organisms that could be impacted by ocean acidification.

Figure 11. Organismes qui pourraient être touchés par l'acidification de l'océan.

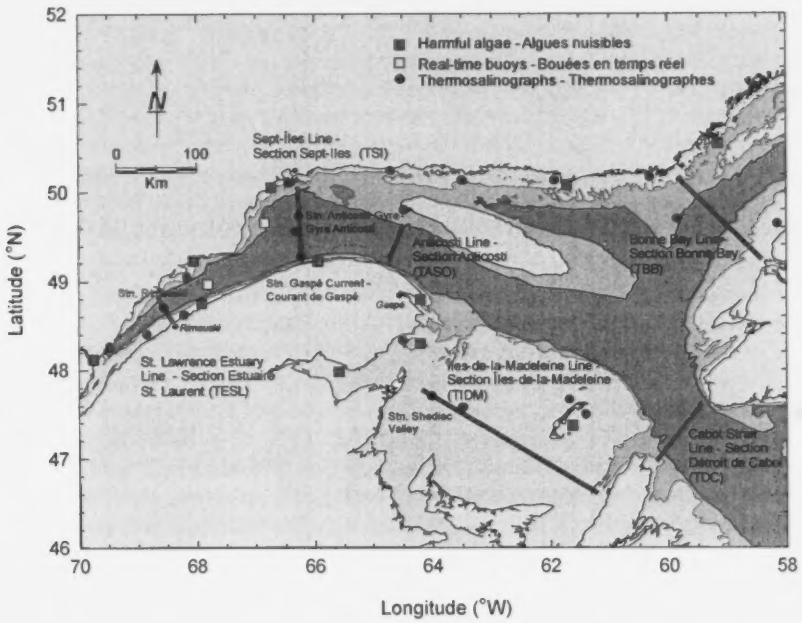

Figure 12. Position of transects, fixed stations, real-time buoys, coastal thermosalinographs under the AZMP and harmful algae monitoring stations in the Estuary and Gulf of St. Lawrence.

Figure 12. Position des transects, des stations fixes, des bouées en temps réel, des thermosalinographes côtiers du PMZA et des stations de surveillance des algues nuisibles dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent.

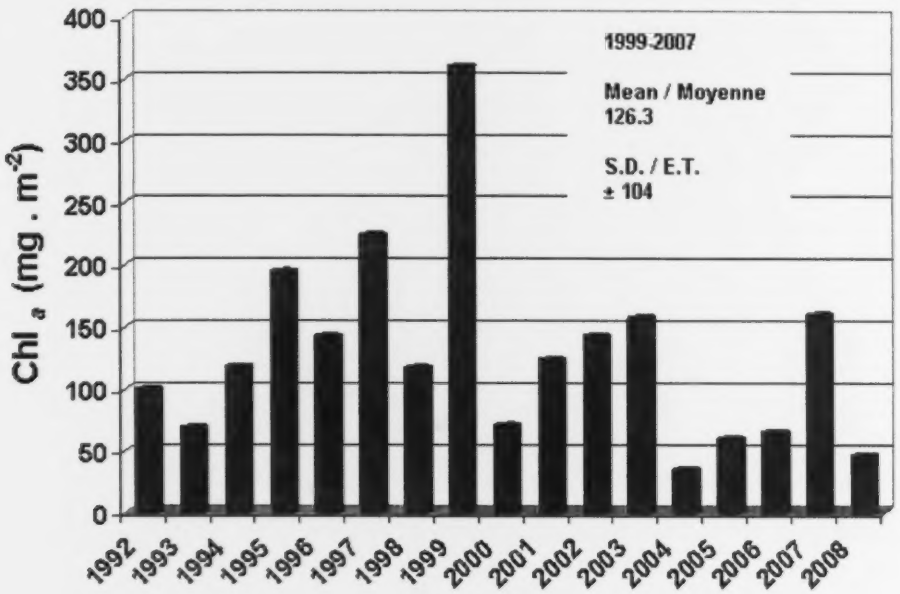

Figure 13. Mean integrated (surface to 50 m) chlorophyll a concentrations at Station Rimouski in the Lower St. Lawrence Estuary from May to August, 1992-2008.

Figure 13. Concentrations moyennes intégrées (de la surface jusqu'à une profondeur de 50 m) de la chlorophylle du mois de mai au mois d'août, à la station de Rimouski dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, de 1992 à 2008.

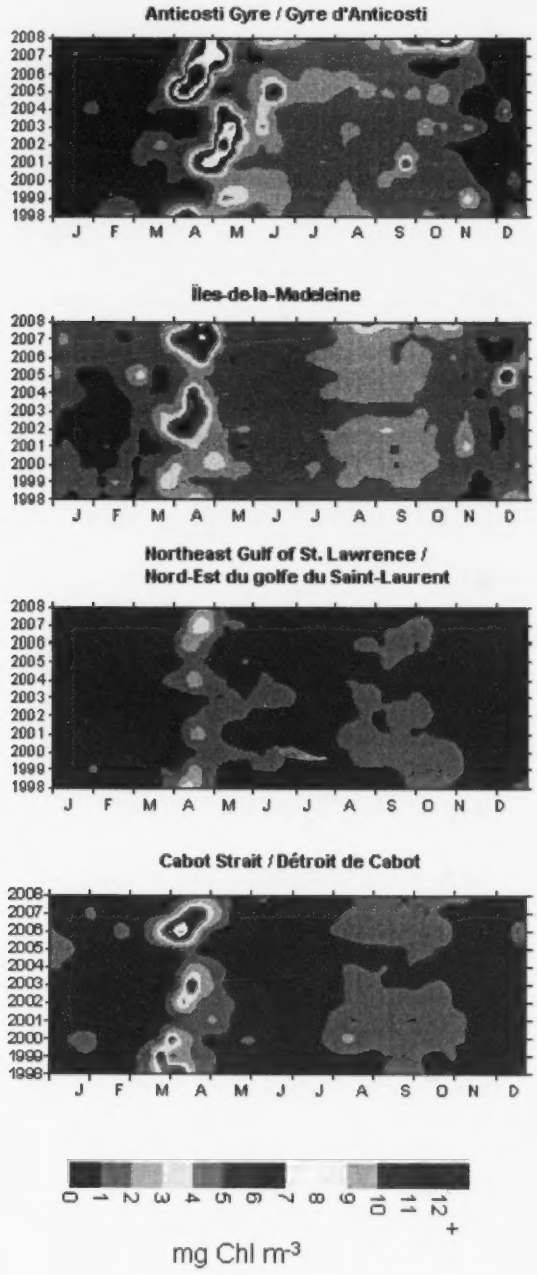

Figure 14. Seasonal and inter-annual variability in surface chlorophyll a (mg/m^{-3}) derived from SeaWIFS satellite images for different regions of the Gulf of St. Lawrence, 1998 to 2008.

Figure 14. Variabilité saisonnière et interannuelle de la concentration de chlorophylle a en surface (mg/m^{-3}), d'après les images du satellite SeaWiFS, pour différents secteurs du golfe du Saint-Laurent, de 1998 à 2008.

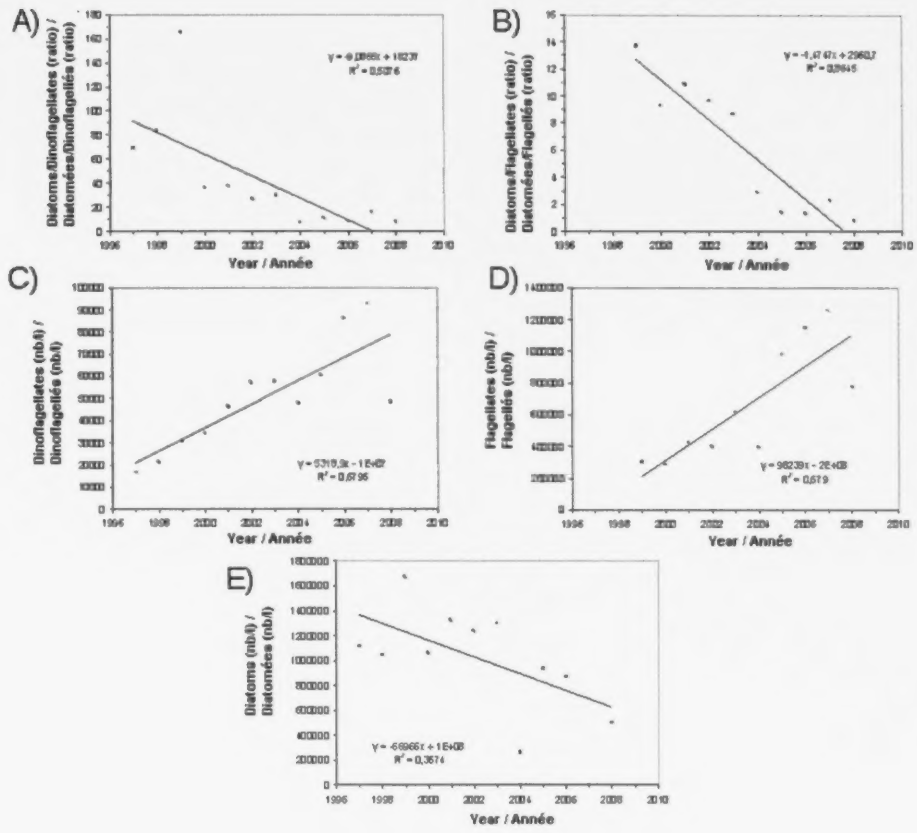

Figure 15. Time series of ratios diatoms/dinoflagellates (A) and diatoms/flagellates (B) and abundance of dinoflagellates (C), flagellates (D) and diatoms (E) at Station Rimouski, 1997-2008.

Figure 15. Série chronologique des ratios diatomées/dinoflagellés (A) et diatomées/flagellés (B) et de l'abondance des dinoflagellés (C), des flagellés (D) et des diatomées (E) à la station de Rimouski, de1997 à 2008.

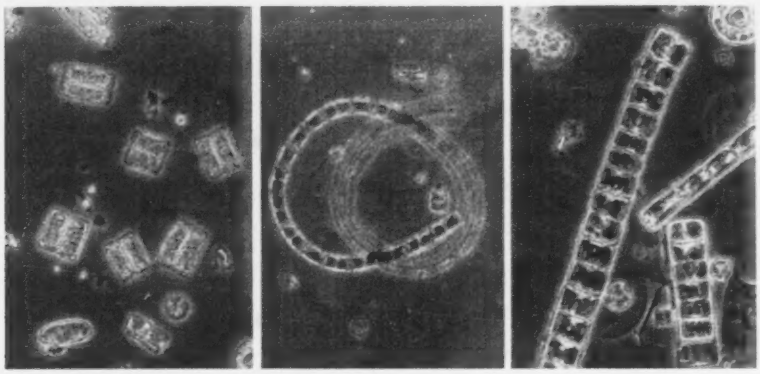

Photo: Lyse Bérard Therriault, Maurice Lamontagne Institute

Figure 16. Light microscope images of the Pacific diatom Neodenticula seminae confirming its introduction in the Estuary and Gulf of St. Lawrence.

Figure 16. Images prises au microscope optique de la diatomée du Pacifique Neodenticula seminae *qui confirment l'introduction de cette espèce dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent.*

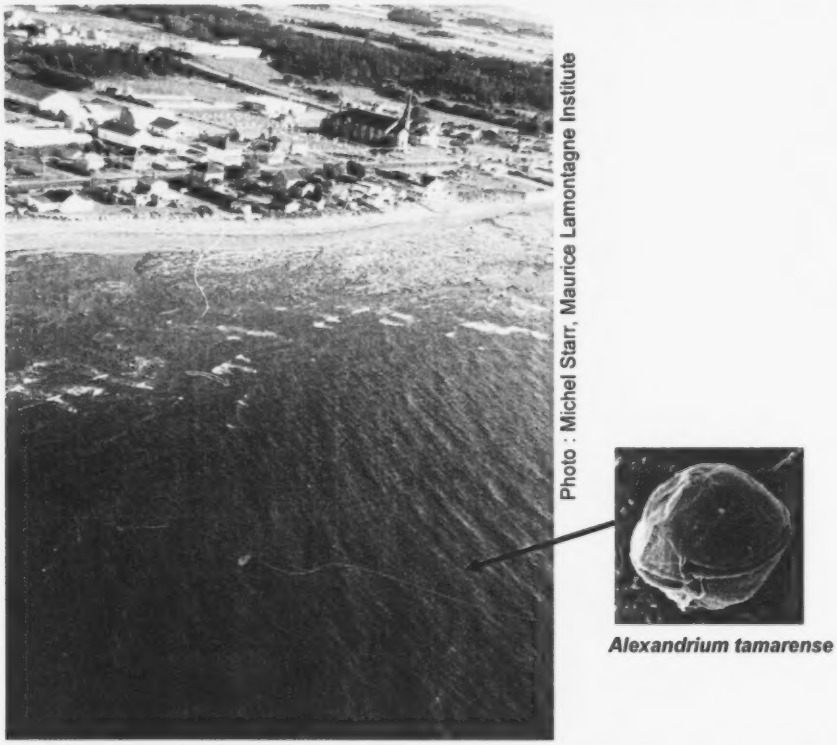

Figure 17. Bloom of the toxic alga Alexandrium tamarense (known as a "red tide") in the St. Lawrence Estuary, off Sainte-Flavie, on August 15, 2008.

Figure 17. Prolifération de l'algue toxique Alexandrium tamarense *(connue sous le nom de « marée rouge ») dans l'estuaire du Saint-Laurent, au large de Sainte-Flavie, le 15 août 2008.*

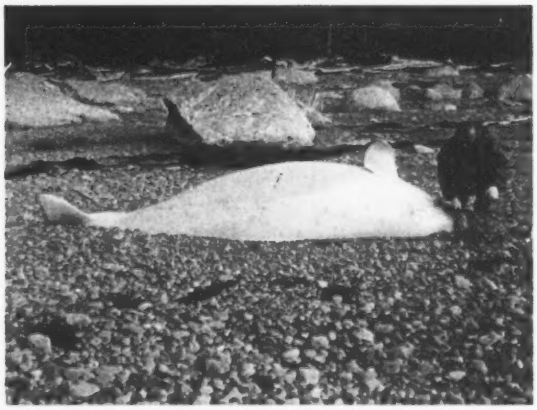

Figure 18. Pictures of bird and mammal carcasses found on the shores of the St. Lawrence Estuary during the red tide in August 2008.

Figure 18. Photos de carcasses d'oiseaux et de mammifères trouvées sur les rives de l'estuaire du Saint-Laurent durant la marée rouge du mois d'août 2008.

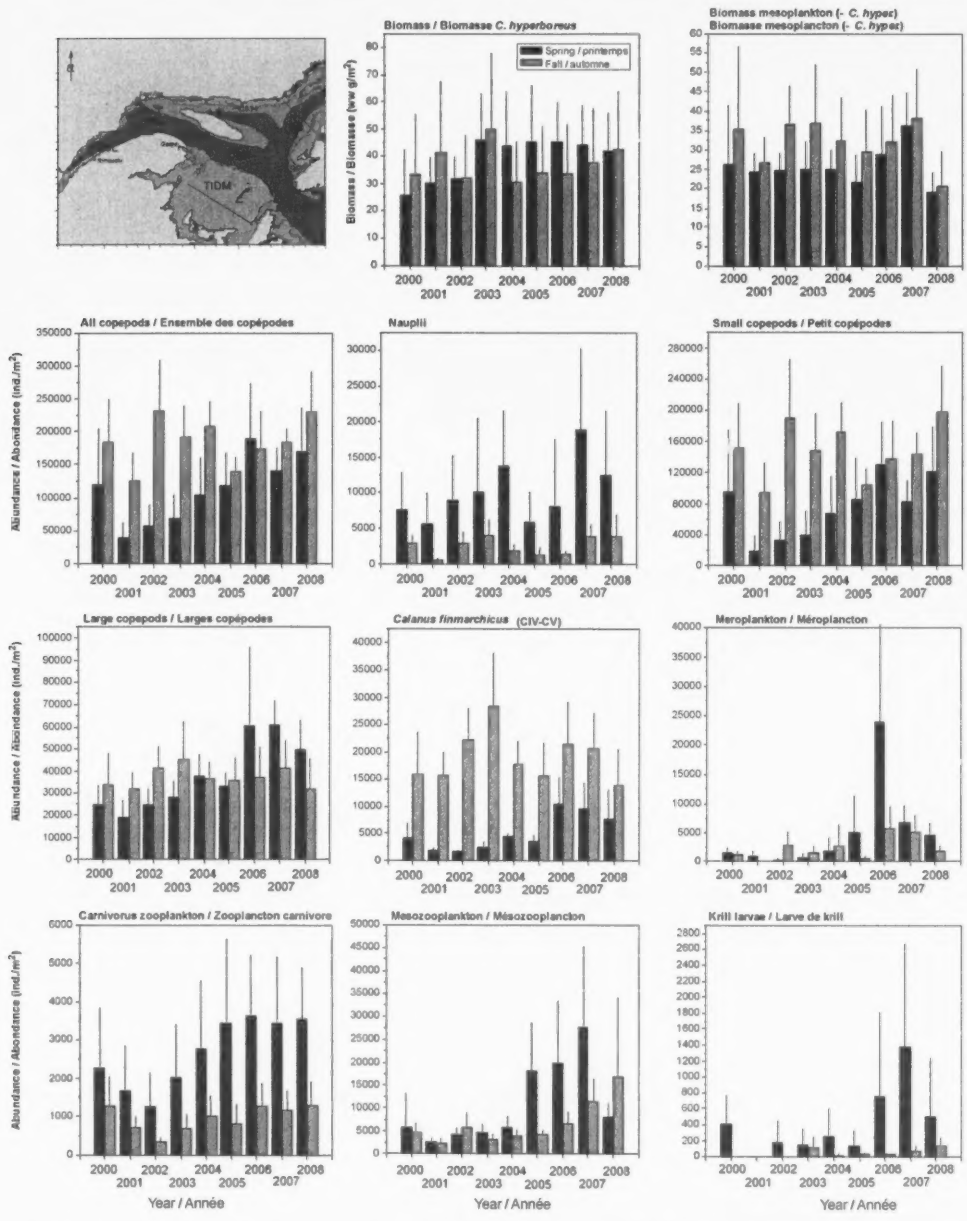

Figure 19. Mean (± 95%) zooplankton biomass (ww g/m^2; top centre and right) and abundance (ind/m^2; all others) of the seven AZMP sections sampled in June and November 2000–2008.

Figure 19. Biomasse (g/m2 de poids humide; en haut au centre et à droite) et abondance (nombre d'individus/m^2; toutes les autres sections) moyennes (± 95 %) du zooplancton dans les sept sections échantillonnées dans le cadre du PMZA en juin et en novembre, de 2000 à 2008.

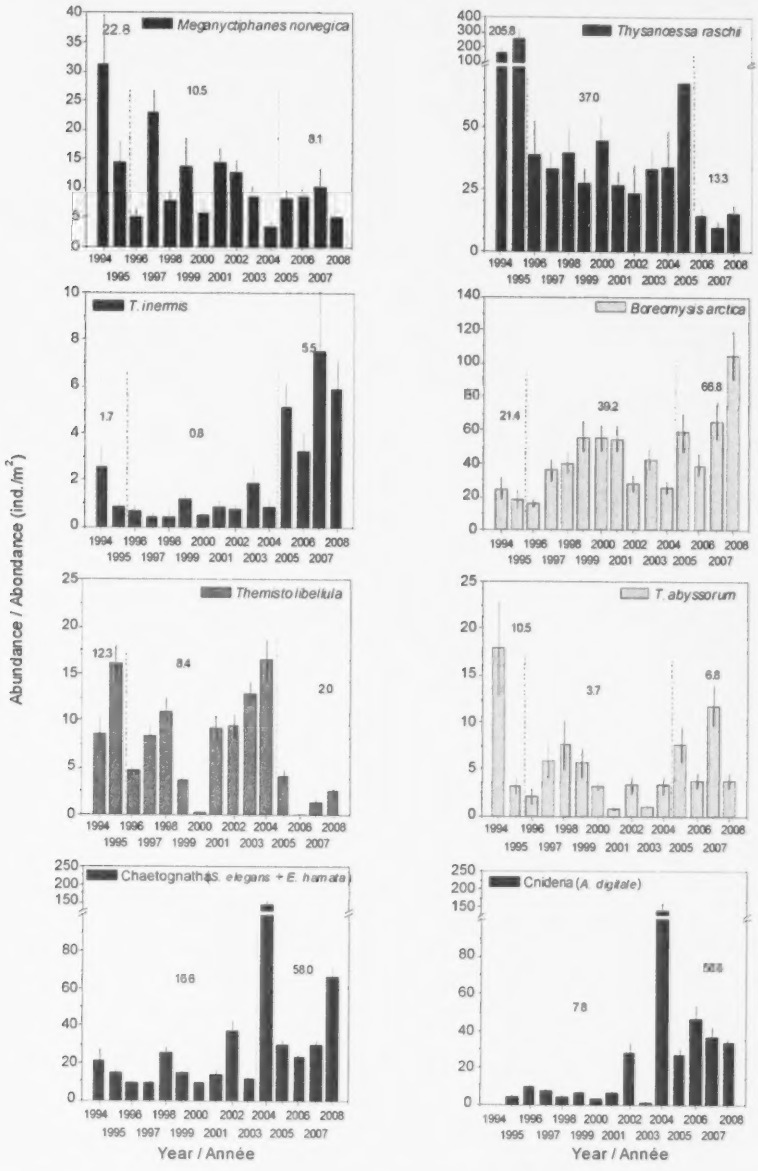

Figure 20. Mean abundance (±SE) of the most important species of macrozooplankton in the Lower St. Lawrence Estuary and the northwest Gulf of St. Lawrence from 1994 to 2008. The numbers within the individual graphs are average values for the periods delineated by the vertical dashed lines.

Figure 20. Abondance moyenne (± l'erreur-type) des plus importantes espèces de macrozooplancton dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent de 1994 à 2008. Les chiffres des graphiques individuels représentent des valeurs moyennes pour les périodes délimitées par les lignes verticales pointillées.

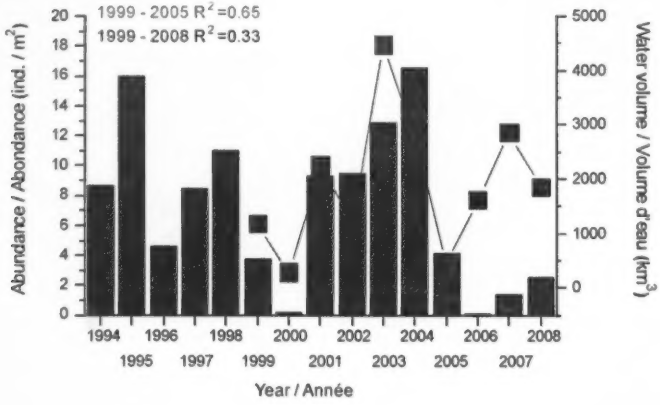

Figure 21. Relationship between the annual volumes of Labrador Shelf water advected into the Gulf of St. Lawrence in winter (symbols) and the annual mean abundance of the hyperiid amphipod Themisto libellula (bars) in the Lower St. Lawrence Estuary and northwest Gulf of St. Lawrence from 1994 to 2008.

Figure 21. Relation entre les volumes d'eau annuels du plateau du Labrador qui entrent dans le golfe du Saint-Laurent en hiver (symboles) et l'abondance moyenne annuelle de l'amphipode hypéridé Themisto libellula (rectangles) dans l'estuaire maritime et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent de 1994 à 2008.

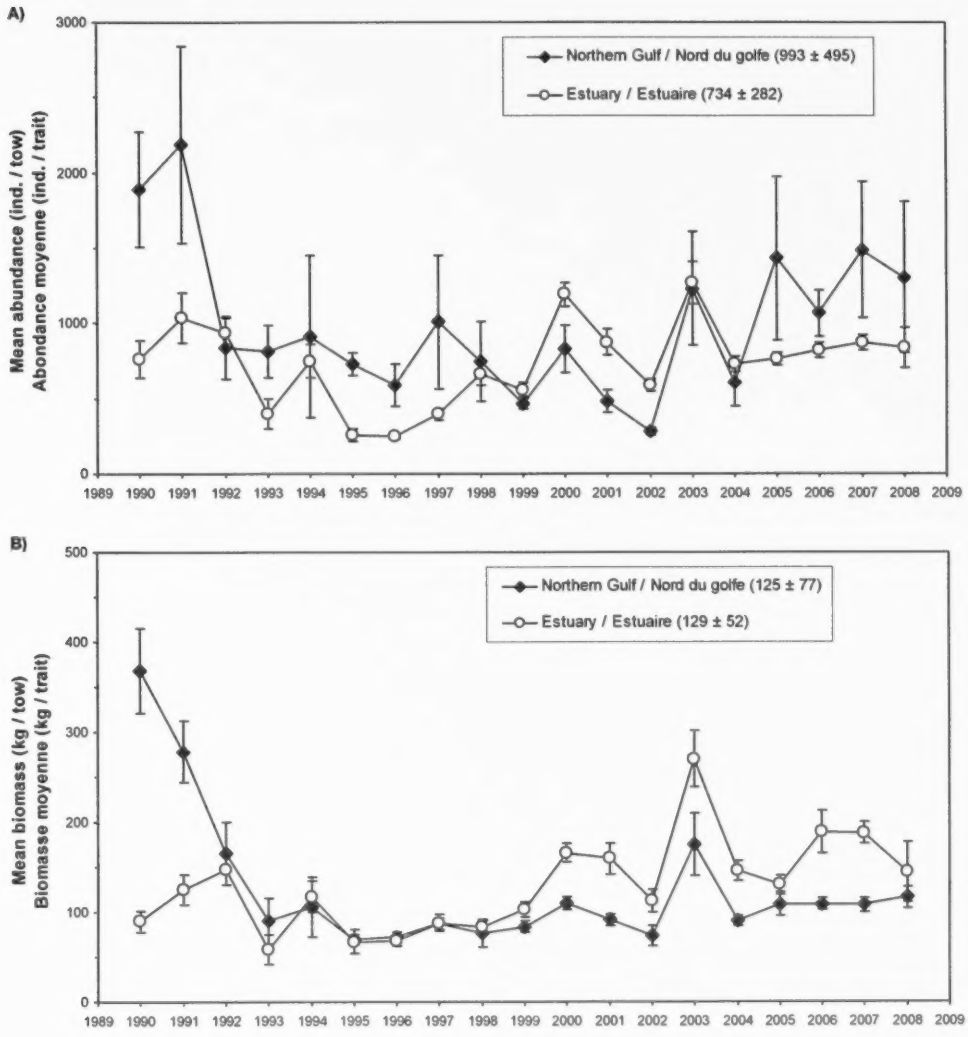

Figure 22. Mean fish abundance (A) and biomass (B) in the Estuary and northern Gulf of St. Lawrence. Standard deviations are shown. Overall mean and SD are presented in parentheses.

Figure 22. Abondance (A) et biomasse (B) moyennes de poissons dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Les écarts-types sont indiqués. La moyenne globale de chaque série et son écart-type sont indiqués entre parenthèses.

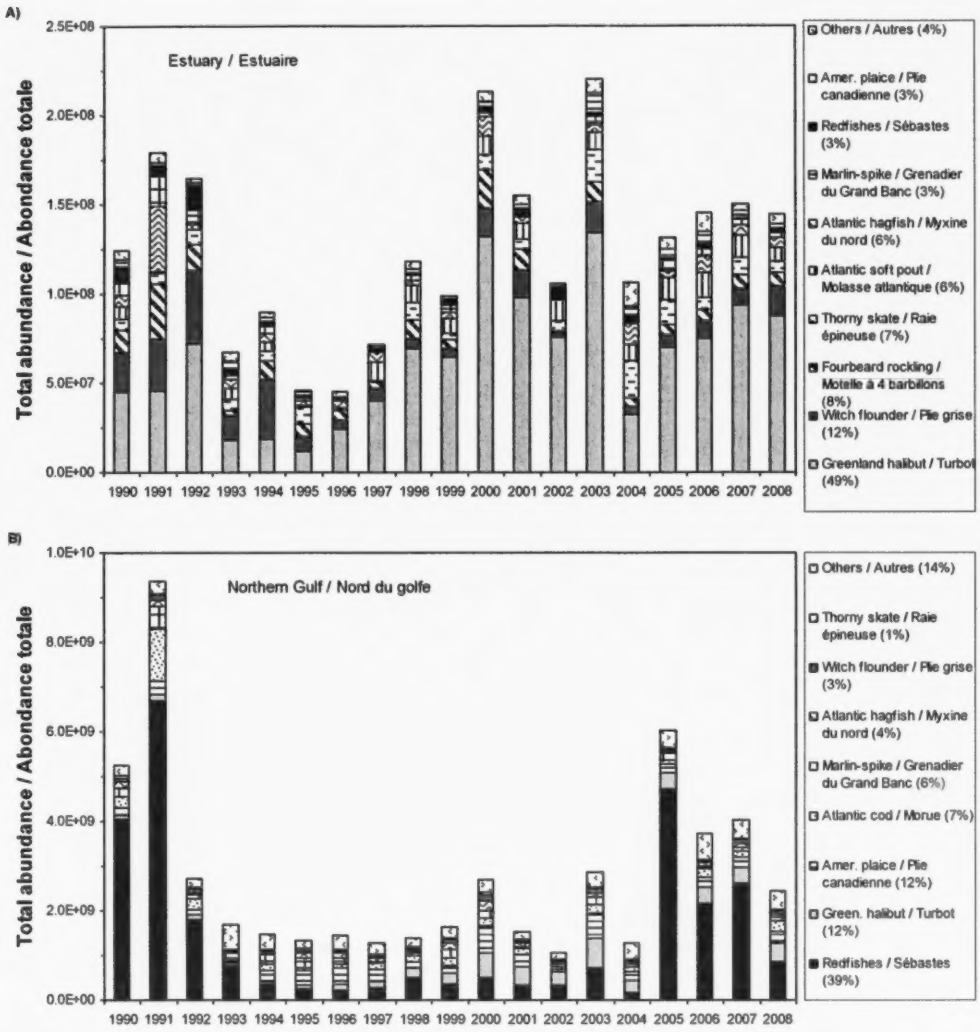

Figure 23. Total abundance of main fish species in the Estuary (A) and the northern Gulf of St. Lawrence (B). Overall contribution percentages are presented in parentheses.

Figure 23. Abondance totale des principales espèces de poisson dans l'estuaire (A) et le nord du golfe du Saint-Laurent (B). Les contributions globales en pourcentage sont indiquées entre parenthèses.

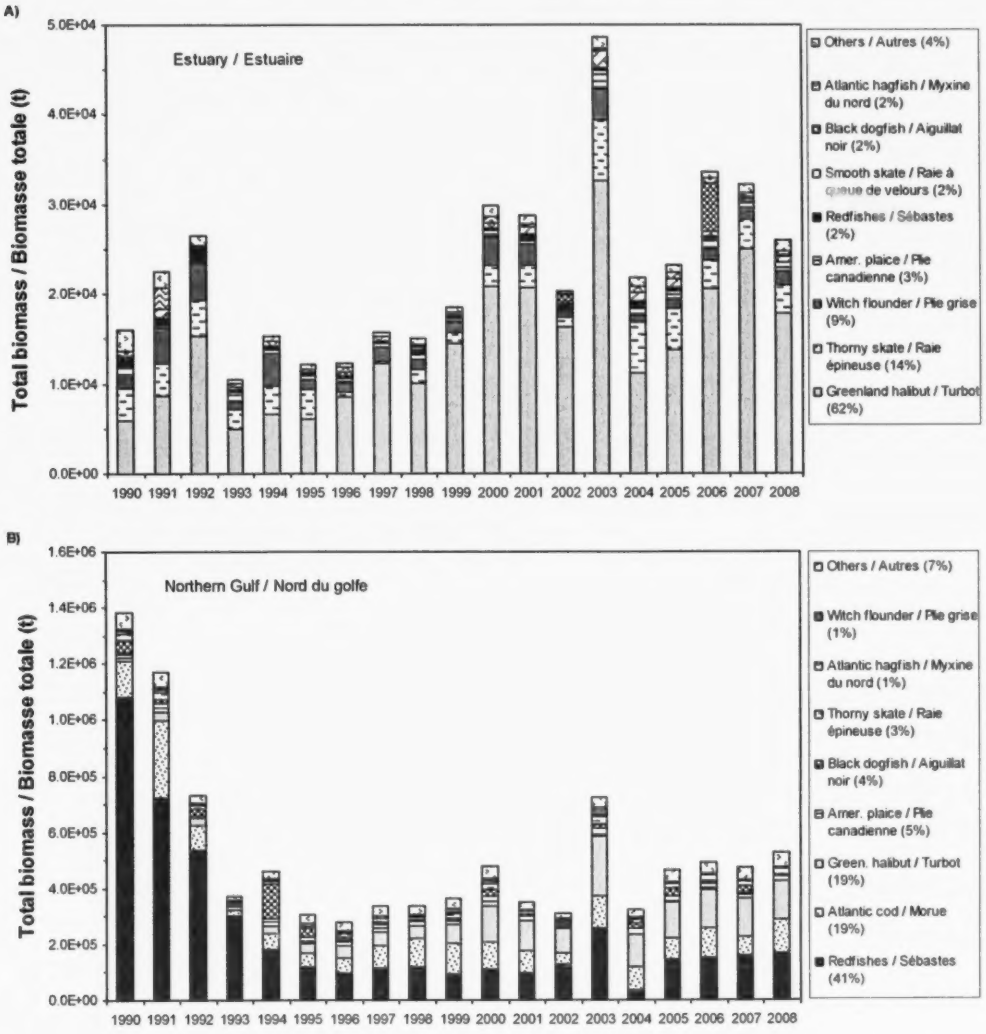

Figure 24. Total biomass of main fish species in the Estuary (A) and the northern Gulf of St. Lawrence (B). Overall contribution percentages are presented in parentheses.

Figure 24. Biomasse totale des principales espèces de poisson dans l'estuaire (A) et le nord du golfe du Saint-Laurent (B). Les contribtions globales en pourcentage sont indiquées entre parenthèses.

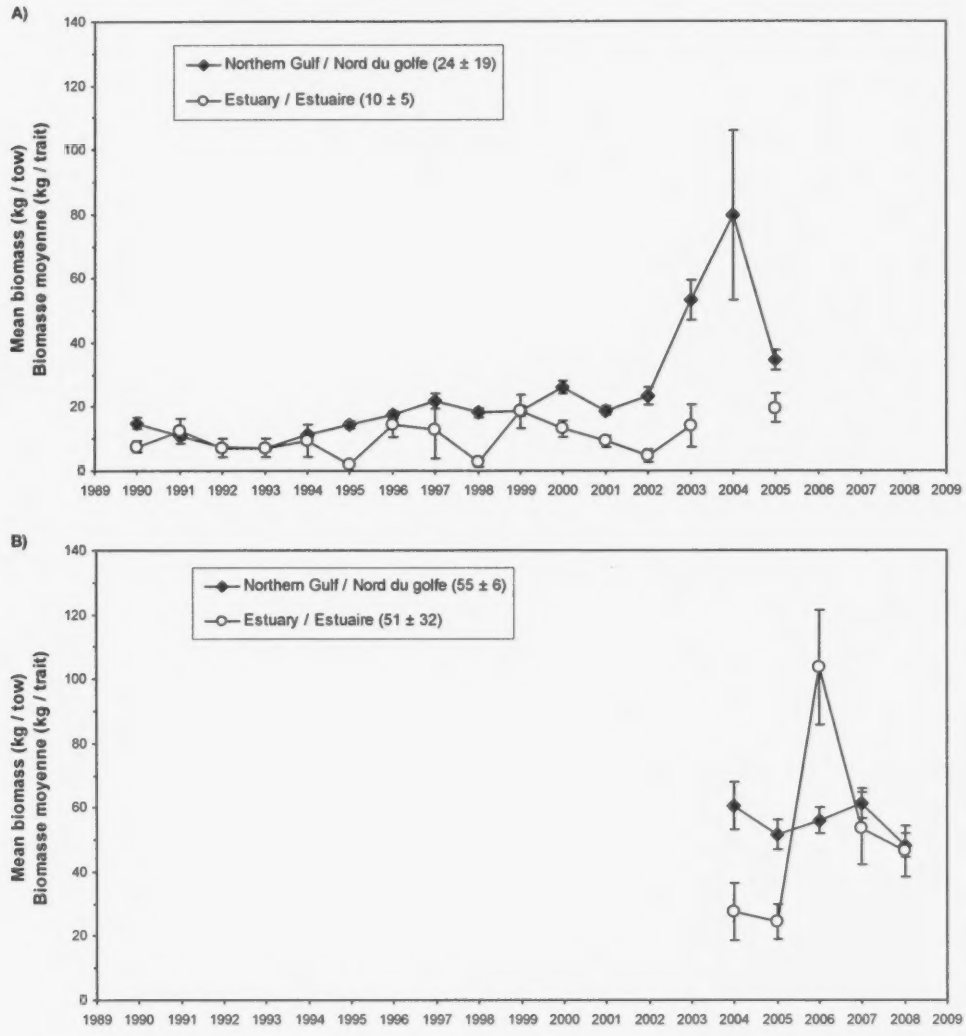

Figure 25. Mean invertebrate biomass in the Estuary and the northern Gulf of St. Lawrence during the Needler 1990-2005 series (A) and the Teleost 2004-2008 series (B). Standard deviations are shown. Overall mean and SD are presented in parentheses. The Needler survey in 2004 was incomplete.

Figure 25. Biomasse moyenne des invertébrés dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent pour la série du Needler couvrant les années 1990 à 2005 (A) et la série du Teleost couvrant les années 2004 à 2008 (B). Les écarts-types sont indiqués. La moyenne globale de chaque série et son écart-type sont indiqués entre parenthèses. Le relevé du Needler est incomplet en 2004.

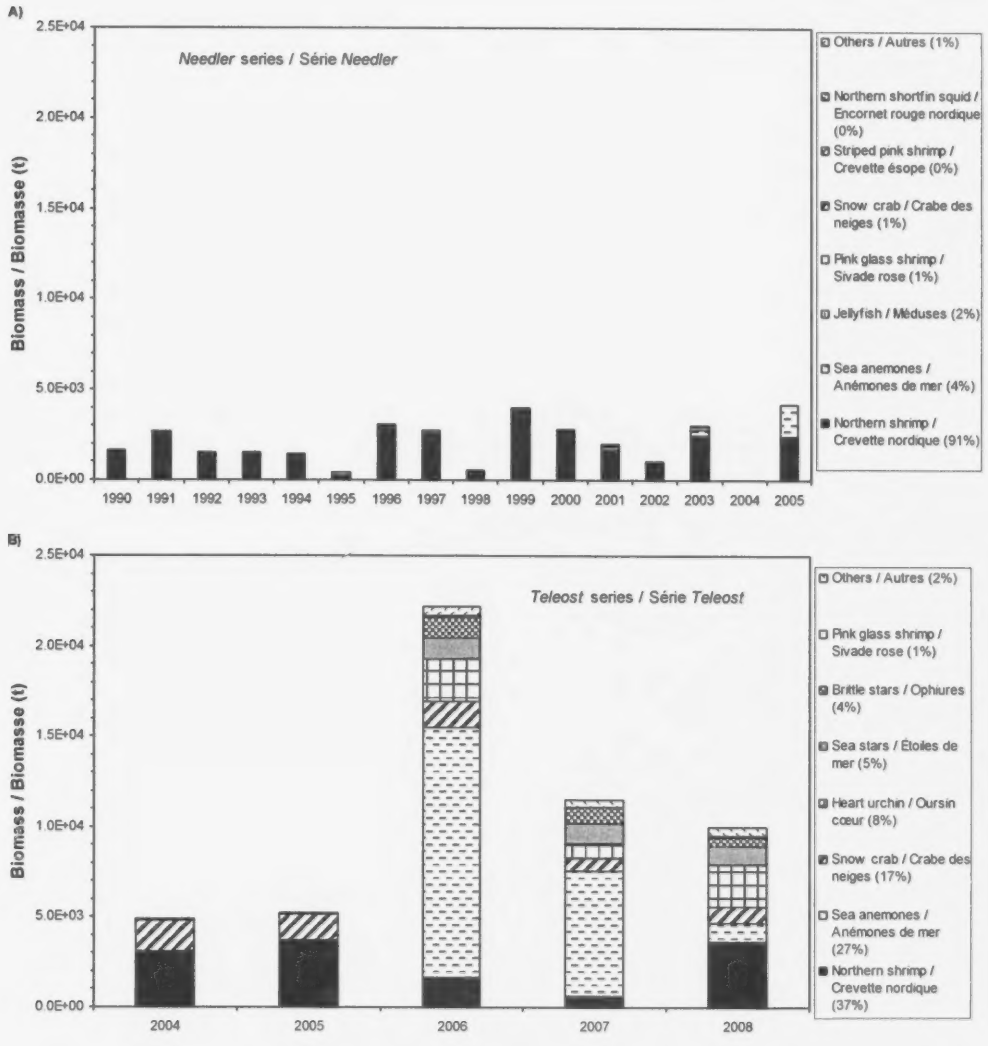

Figure 26 Total biomass of main macroinvertebrate species in the Estuary during the Needler 1990-2005 series (A) and the Teleost 2004-2008 series (B). Overall contribution percentages are presented in parentheses. The Needler survey in 2004 was incomplete.

Figure 26. Biomasse totale des principales espèces de macroinvertébrés dans l'estuaire pour la série du Needler couvrant les années 1990 à 2005 (A) et la série du Teleost couvrant les années 2004 à 2008 (B). Les contributions globales en pourcentage sont indiquées entre parenthèses. Le relevé du Needler est incomplet en 2004.

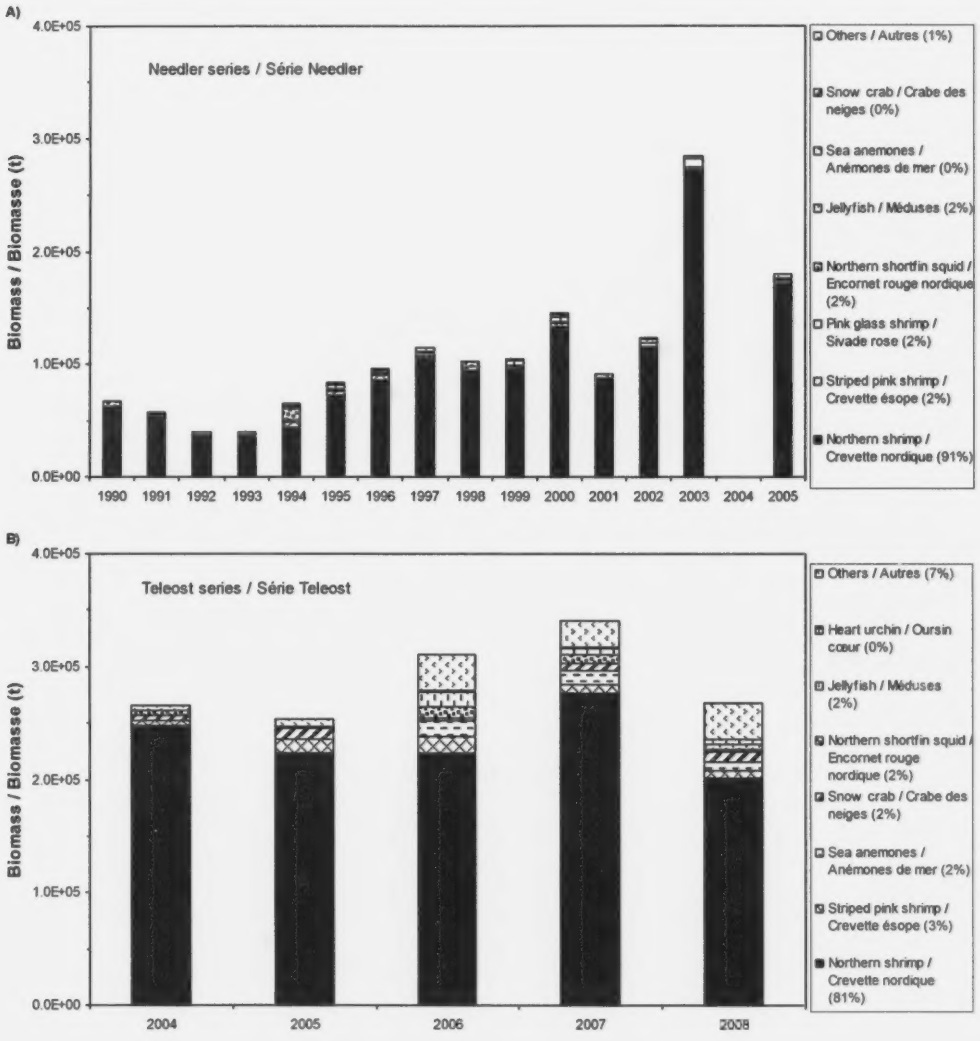

Figure 27. Total biomass of main macroinvertebrate species in the northern Gulf of St. Lawrence during the Needler 1990-2005 series (A) and the Teleost 2004-2008 series (B). Overall contribution percentages are presented in parentheses. The Needler survey in 2004 was incomplete.

Figure 27. Biomasse totale des principales espèces de macroinvertébrés dans le nord du golfe du Saint-Laurent pour la série du Needler couvrant les années 1990 à 2005 (A) et la série du Teleost couvrant les années 2004 à 2008 (B). Les contributions globales en pourcentage sont indiquées entre parenthèses. Le relevé du Needler est incomplet en 2004.

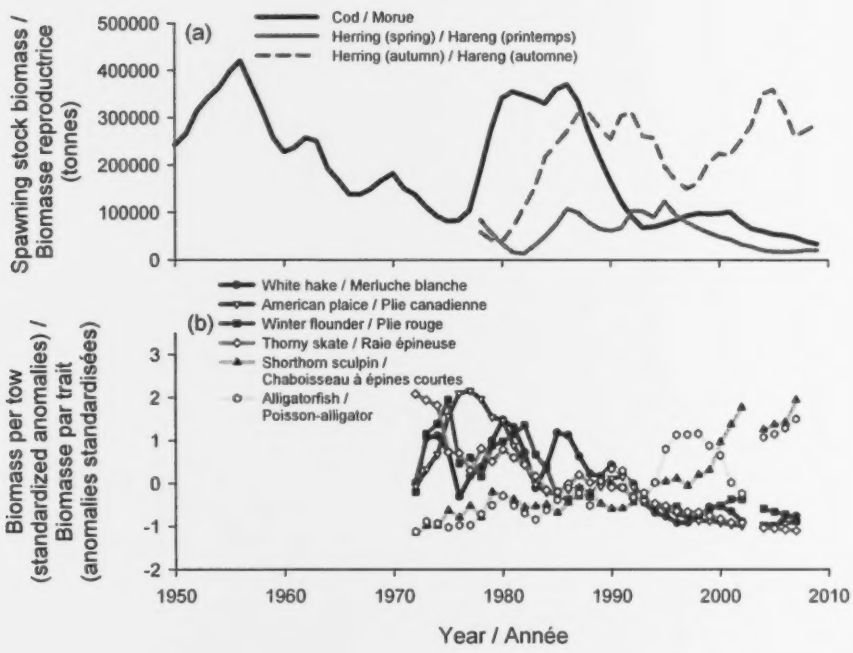

Figure 28. a) Spawning stock biomass of cod and the two herring spawning stock components in the southern Gulf of St. Lawrence (LeBlanc et al. *2009, Swain* et al. *2009b). b) Standardized anomalies of biomass indices for six demersal fish species from the annual bottom-trawl survey. In order to combine the time series for species with differing survey biomasses, standardized anomalies were calculated for each species as the individual annual biomass values minus the series mean biomass, divided by the series standard deviation.*

Figure 28. a) Biomasse du stock reproducteur de la morue et de deux composants du stock reproducteur du hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent (LeBlanc et al., 2009, Swain et al., 2009b). b) Anomalies normalisées des indices de la biomasse pour six espèces de poissons de fond établies d'après du relevé de poissons de fond annuel. Afin de combiner les séries chronologiques des espèces dont les biomasses différaient lors des relevés, on a calculé des anomalies normalisées pour chaque espèce de la façon suivante : les valeurs de la biomasse individuelle annuelle moins celles de la biomasse moyenne issues de la série chronologique, divisées par l'écart-type pour la série.

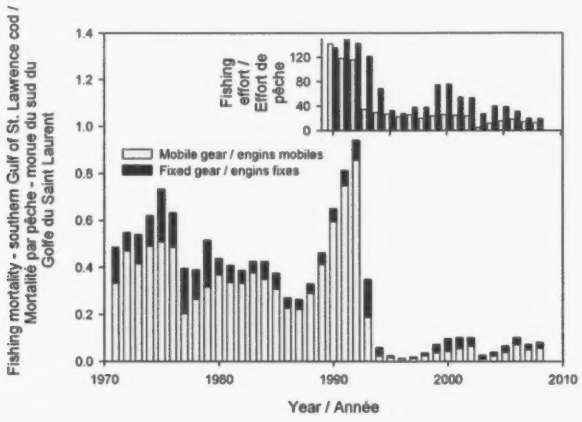

Figure 29. Main panel: Southern Gulf of St. Lawrence cod fishing mortality by gear type. Mobile gear includes otter trawls and seines (Danish and Scottish) and fixed gear includes principally groundfish gillnets, bottom-set longlines and handlines. Inset panel: total fishing effort for mobile gear (1000 hours) and fixed gear (100 trips). Because cod is the principal groundfish species fished, trends in fishing mortality provide an index for fishing effort in NAFO division 4T.

Figure 29. Section principale : mortalité par pêche de la morue, par engin de pêche, dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les engins mobiles incluent les chaluts à panneau et les seines (seine danoise ou écossaise); les engins fixes incluent principalement les filets maillants à poisson de fond, les palangres de fond et les palangrottes. En médaillon : effort total de pêche pour les engins mobiles (1000 heures) et les engins fixes (100 sorties). Du fait que la morue est la principale espèce de poisson de fond pêchée, les tendances observées dans la mortalité par pêche fournissent un indice de l'effort de pêche dans la division 4T de l'OPANO.

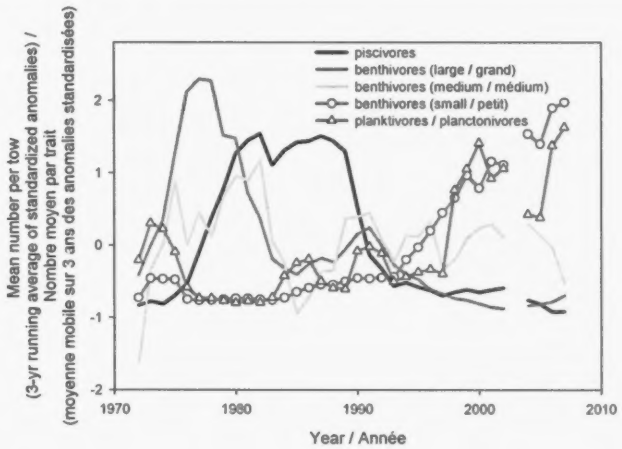

Figure 30. Standardized anomalies for the mean number of fish per tow in each of five trophic groups from the southern Gulf of St. Lawrence annual bottom-trawl survey. See caption in Figure 28 for definition of anomalies.

Figure 30. Anomalies normalisées pour le nombre moyen de poissons par trait dans chacun des cinq groupes trophiques, d'après le relevé de poissons de fond annuel mené dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Voir la légende de la Figure 28 pour la définition des anomalies.

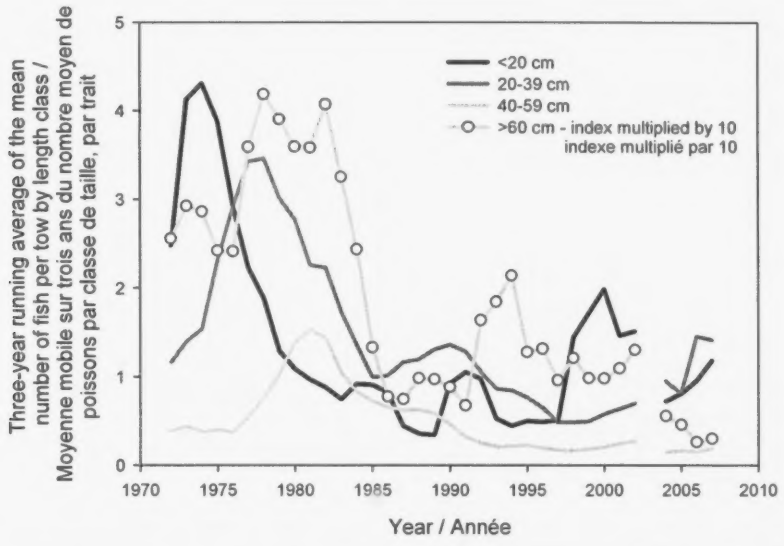

Figure 31. Mean number of fish per tow in each of four length-classes from the southern Gulf of St. Lawrence annual bottom-trawl survey. Note that the index for the >60 cm category has been multiplied by 10 for enhanced presentation clarity.

Figure 31. Nombre moyen de poissons par trait dans chacune des quatre classes de longueur d'après le relevé de poissons de fond annuel mené dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Il convient de noter que l'indice correspondant à la catégorie > 60 cm a été multiplié par dix pour les besoins de la présentation.

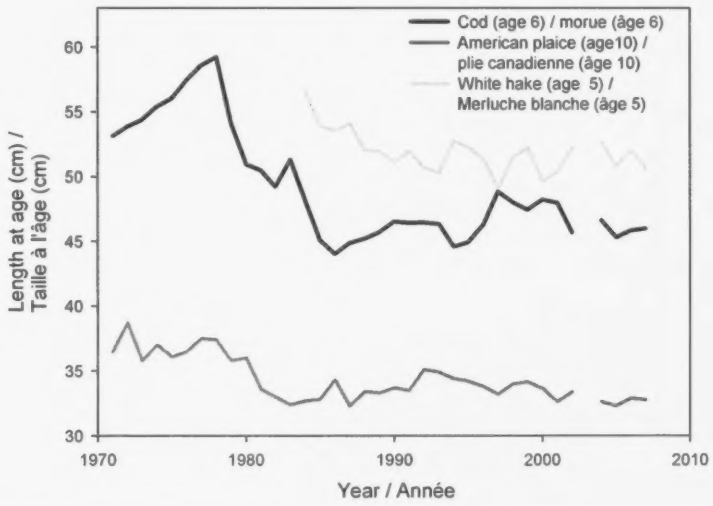

Figure 32. Trends in length-at-age for southern Gulf of St. Lawrence cod, American plaice and white hake.

Figure 32. Tendances dans la longueur selon l'âge pour la morue, la plie canadienne et la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

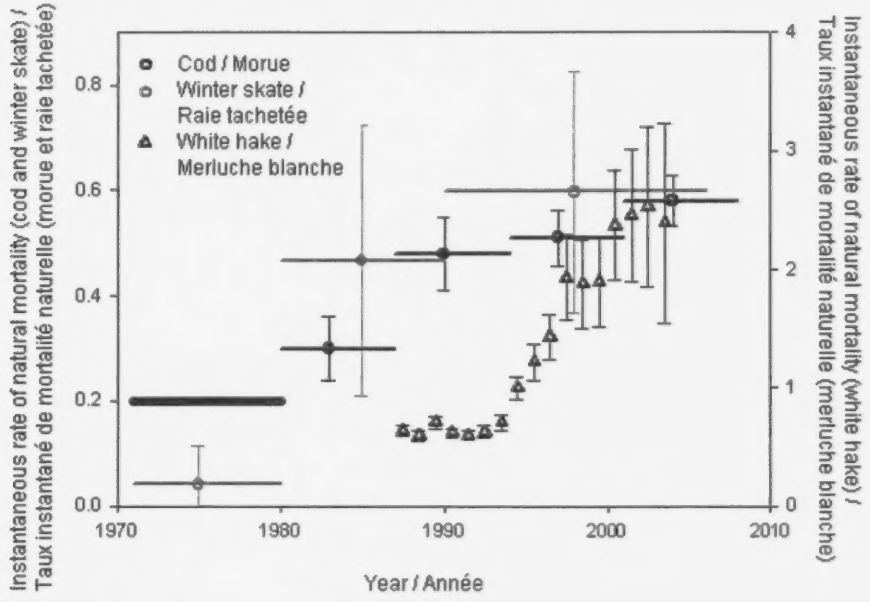

Figure 33. Instantaneous rates of natural (i.e., non-fishing) mortality (mean ± approximate 95% confidence interval) for southern Gulf cod (ages 3+ years; Swain et al. 2009b), adult winter skate (Swain et al. 2009a) and adult white hake (ages 5-7 years; H. Benoît, manuscript in prep.). For cod and winter skate, natural mortality was estimated for blocks of years, indicated by the horizontal lines. For white hake, natural mortality was estimated over a 7-year moving window. The 1971-1979 value for cod was assumed at 0.2 in the population model. Note that the values for white hake are presented on a separate y-axis for enhanced presentation clarity.

Figure 33. Taux instantanés de mortalité (intervalle de confiance approximatif moyen de 95 %) naturelle (c'est-à-dire non causée par la pêche) pour la morue (âges 3+; Swain et al., *2009b), la raie tachetée adulte (Swain* et al., *2009a) et la merluche blanche adulte (âges 5-7; H. Benoît, manuscrit en prép.) dans le sud du golfe. On a estimé la mortalité naturelle de la morue et de la raie tachetée pour des groupes d'années, indiquées par les lignes horizontales. La mortalité naturelle de la merluche blanche a été estimée sur une fenêtre mobile de sept ans. On a supposé une valeur de 0,2 pour la morue pour la période allant de 1971 à 1979 dans le modèle de population. Il convient de noter que les valeurs pour la merluche blanche sont présentées sur un axe y distinct pour les besoins de la présentation.*

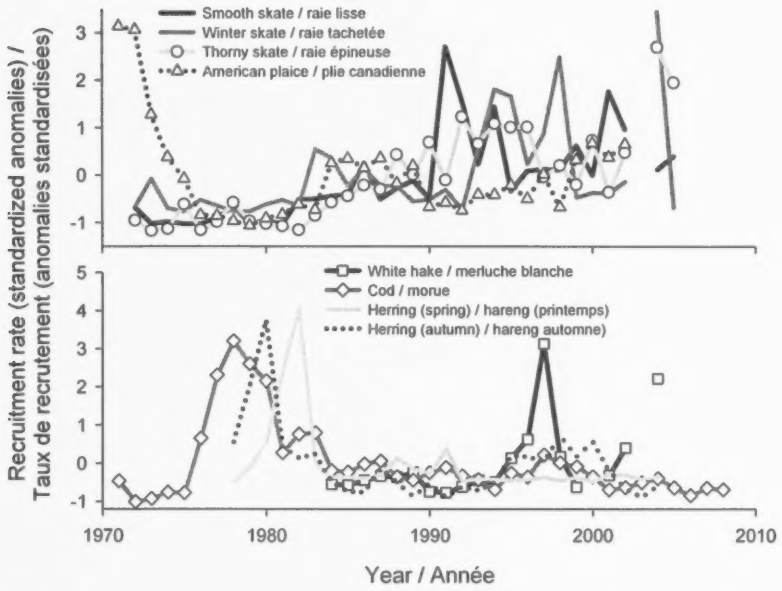

Figure 34. Trends in the anomalies of recruitment rate indices (number of recruits per kg of the spawning stock biomass that produced them) for five demersal fishes and the two herring spawning components in the southern Gulf of St. Lawrence.

Figure 34. Tendances dans les anomalies des indices du taux de recrutement (nombre de recrues par kilo de la biomasse de stock géniteur qui les produit) pour cinq espèces de poissons de fond et les deux composants du stock de hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

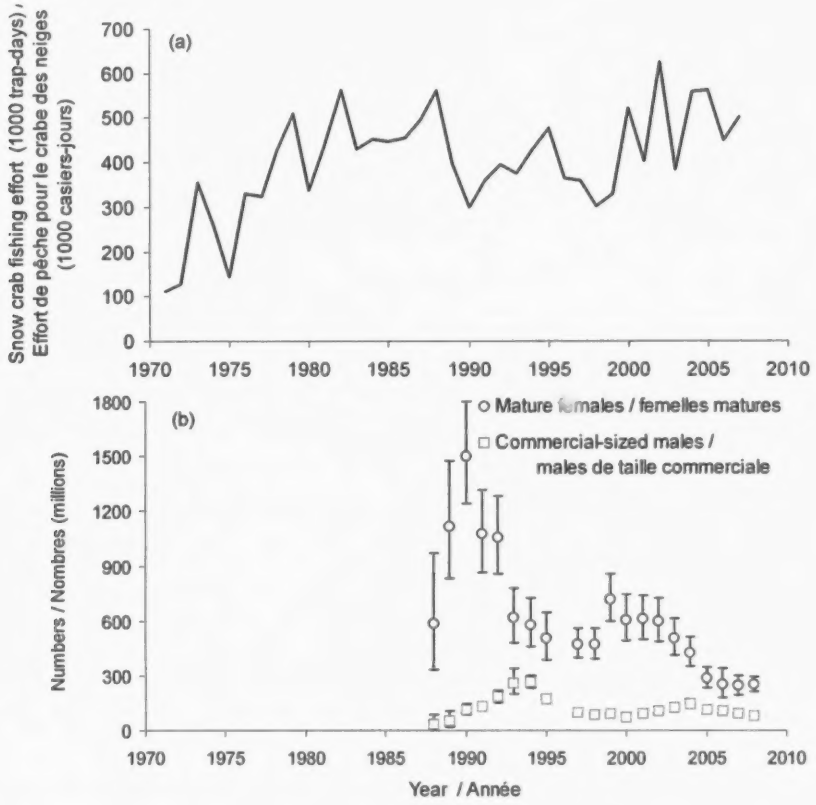

Figure 35. (a) Nominal fishing effort (trap-days) in the southern Gulf snow crab fishery, 1971-2007. (b) Number (± 95% confidence interval) of mature female and commercial-size male (≥95 mm carapace width) southern Gulf snow crabs, 1988-2008.

Figure 35. a) Effort nominal de pêche (casiers-jours) ciblant le crabe des neiges dans le sud du golfe, de 1971 à 2007. b) Nombre (intervalle de confiance de ± 95 %) de femelles matures et de mâles de taille commerciale (largeur de carapace ≥ 95 mm) de crabes des neiges dans le sud du golfe, de 1988 à 2008.

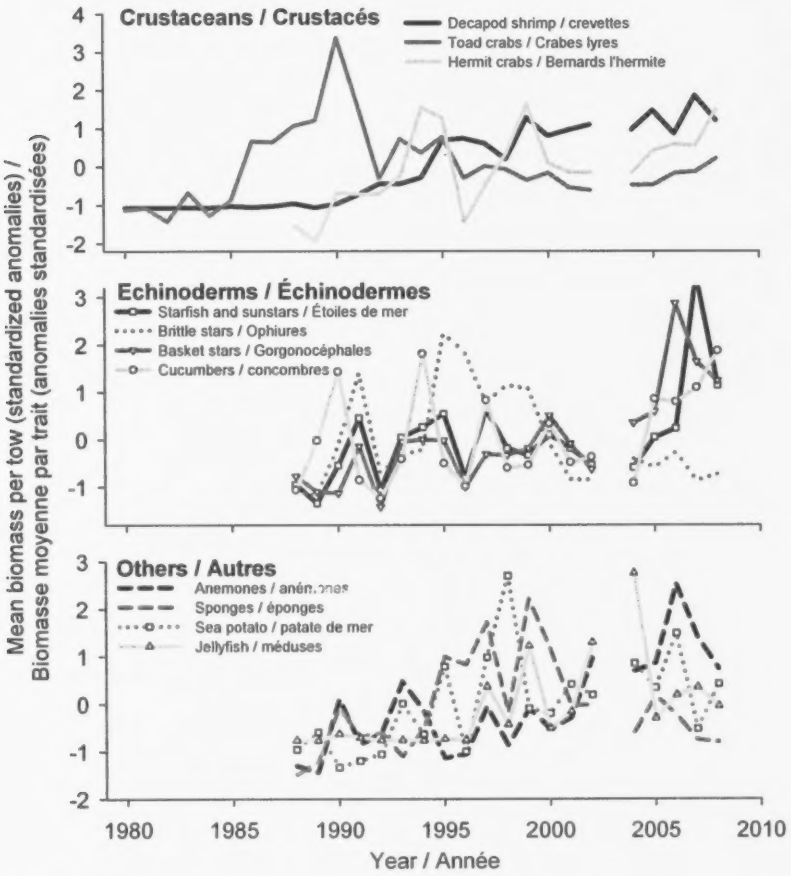

Figure 36. Biomass indices for the main invertebrates captured in the annual multi-species bottom-trawl survey of the southern Gulf of St. Lawrence. In order to combine into a few plots the time series for taxa with differing survey biomasses, standardized anomalies for each taxon were calculated as the individual annual biomass values minus the series mean biomass, divided by the series standard deviation.

Figure 36. Indices de la biomasse pour les principales espèces d'invertébrés capturées lors du relevé annuel plurispécifique de poissons de fond dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Afin de combiner dans quelques graphiques les séries chronologiques des taxons dont les biomasses différaient lors des relevés, on a calculé des anomalies normalisées pour chaque taxon de la façon suivante : les valeurs de la biomasse individuelle annuelle moins celles de la biomasse moyenne issues de la série chronologique, divisées par l'écart-type pour la série.

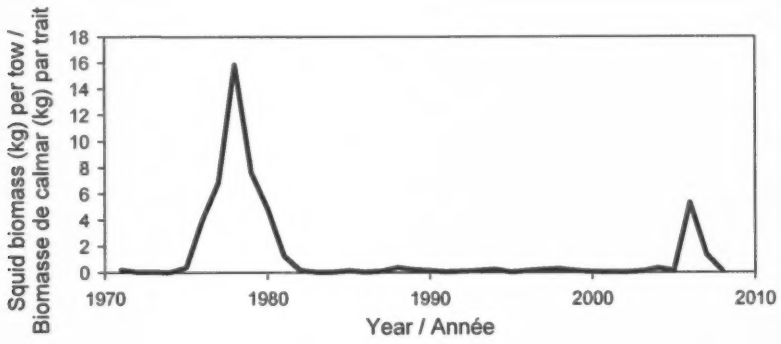

Figure 37. Biomass of the northern shortfin squid (Illex illecebrosus) in the annual multi-species bottom-trawl survey of the southern Gulf of St. Lawrence

*Figure 37. Biomasse de l'encornet rouge boréal (*Illex illecebrosus*) d'après les données du relevé annuel plurispécifique de poissons de fond dans le sud du golfe du Saint-Laurent.*

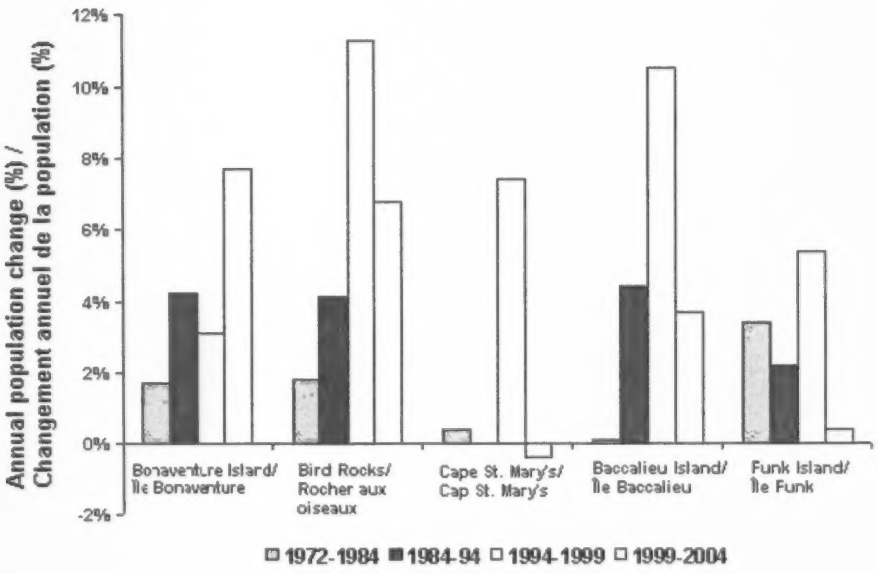

Figure 38. Trends in Northern Gannets at colonies in the Gulf of St. Lawrence and off eastern Newfoundland since 1972 (source: Nettleship and Chapdelaine 1988, JFR and JWC, unpubl. data).

Figure 38. Tendances touchant les populations de fous de Bassan dans les colonies situées dans le golfe du Saint-Laurent et au large de la côte est de Terre-Neuve, depuis 1972 (source : Nettleship et Chapdelaine, 1988; Rail et Chardine, données non publiées).

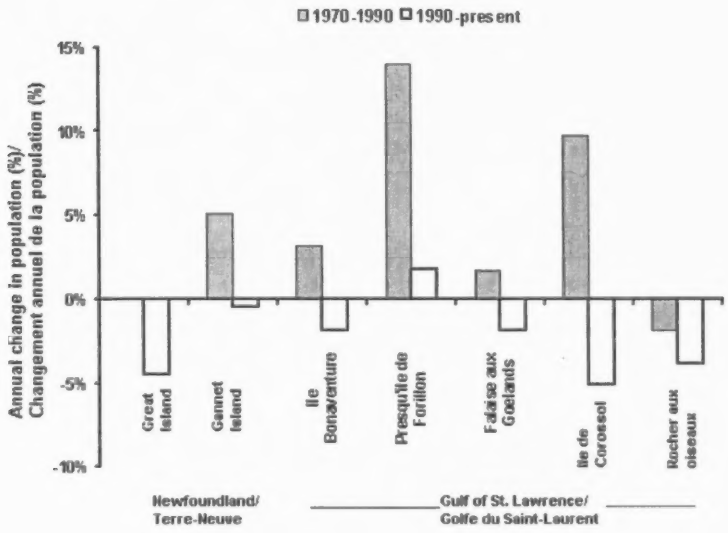

Figure 39. Changes in numbers of breeding Black-legged Kittiwakes at colonies in Gulf of St. Lawrence and Newfoundland and Labrador (CAFF Seabird Working Group and JFR unpubl. data).

Figure 39. Variations du nombre d'adultes reproducteurs dans les colonies de mouettes tridactyles du golfe du Saint-Laurent et de Terre-Neuve-et-Labrador (Groupe de travail sur les oiseaux de mer du CFFA et Rail, données non publiées).

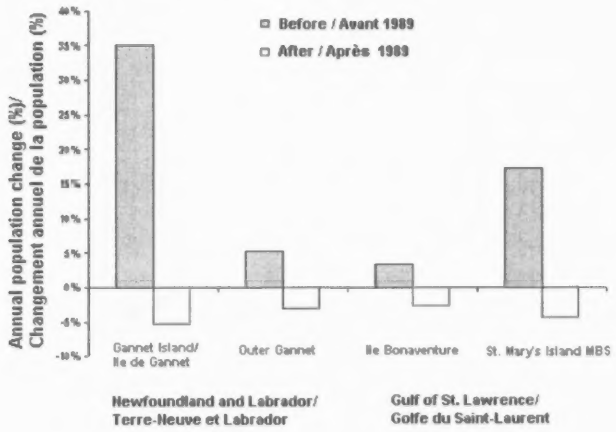

Figure 40. Changes in numbers of breeding Common Murres at colonies in Gulf of St. Lawrence and Newfoundland and Labrador (CAFF Seabird Working Group unpubl. data).

Figure 40. Variations du nombre d'adultes reproducteurs dans les colonies de guillemots marmettes du golfe du Saint-Laurent et de Terre-Neuve-et-Labrador (Groupe de travail sur les oiseaux de mer du CFFA, données non publiées).

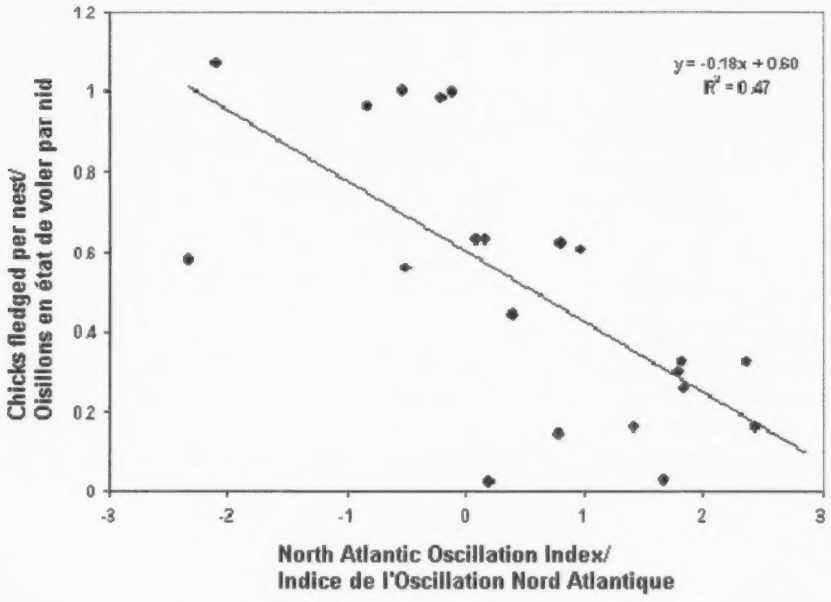

Figure 41. The relationship between Black-legged Kittiwake breeding success at the Witless Bay islands, Newfoundland and the state of the North Atlantic Oscillation. Breeding success is from Maunder and Threlfall (1972), J. Porter (pers. comm.), and JWC and GJR unpubl. data from 1990 onwards. Estimates are based on surveys of a large number of nests (1000s) on Gull and Great Islands just before chick fledging took place (GJR and JWC unpubl. data). NAO index data is from the Climate Research Unit (CRU), University of East Anglia (http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/nao.htm).

Figure 41. Relation entre le succès de la reproduction des mouettes tridactyles des îles de la baie Witless, à Terre-Neuve, et l'état de l'oscillation nord-atlantique. Les données sur le succès de la reproduction sont tirées de Maunder et Threlfall (1972), de J. Porter (comm. pers.) et de données non publiées de Chardine,et Robertson de 1990 à aujourd'hui. Les estimations sont fondées sur les relevés de milliers de nids aux îles Gull et Great, juste avant que les oisillons aient quitté le nid (Robertson et Chardine, données non publiées). Les données sur l'indice de NAO proviennent de l'unité de recherche sur le climat de l'université d'East Anglia (http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/nao.htm).

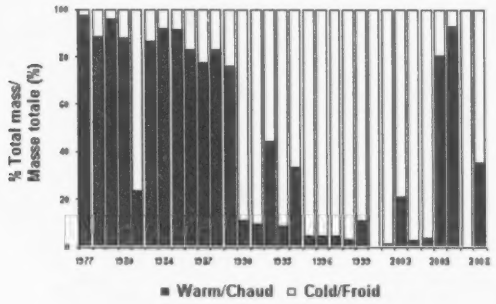

Figure 42. Prey landings by Northern Gannets at Funk Island, Newfoundland, 1977-2008. Prey are categorized as either warm (mackerel, Atlantic saury, short-finned squid) or cold-water (capelin, herring, Atlantic salmon, sandlance, cod) prey (Montevecchi 2007) and WAM unpubl.).

Figure 42. Capture de proies par les fous de Bassan de l'île Funk, Terre-Neuve, de 1977 à 2008. On a classé les proies en deux groupes : les proies d'eau chaude (maquereau, balaou, encornet rouge boréal) et les proies d'eau froide (capelan, hareng, saumon atlantique, lançon, morue) (Montevecchi, 2007; Montevecchi, données non publiées).

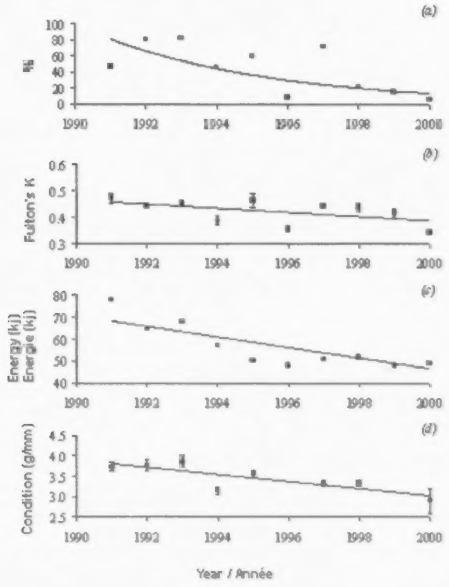

Figure 43. Condition of capelin delivered to Common Murre chicks on Funk Island during the 1990s (from (Davoren & Montevecchi, 2003)): a) percent gravid, b) female condition, c) energy per fish and d) corresponding chick condition.

Figure 43. Condition des capelans consommés par les oisillons des guillemots marmettes à l'île Funk durant les années 1990 (tiré de Davoren et Montevecchi, 2003) : a) pourcentage de femelles gravides, b) condition des femelles, c) énergie par poisson consommé; d) condition correspondante des oisillons.

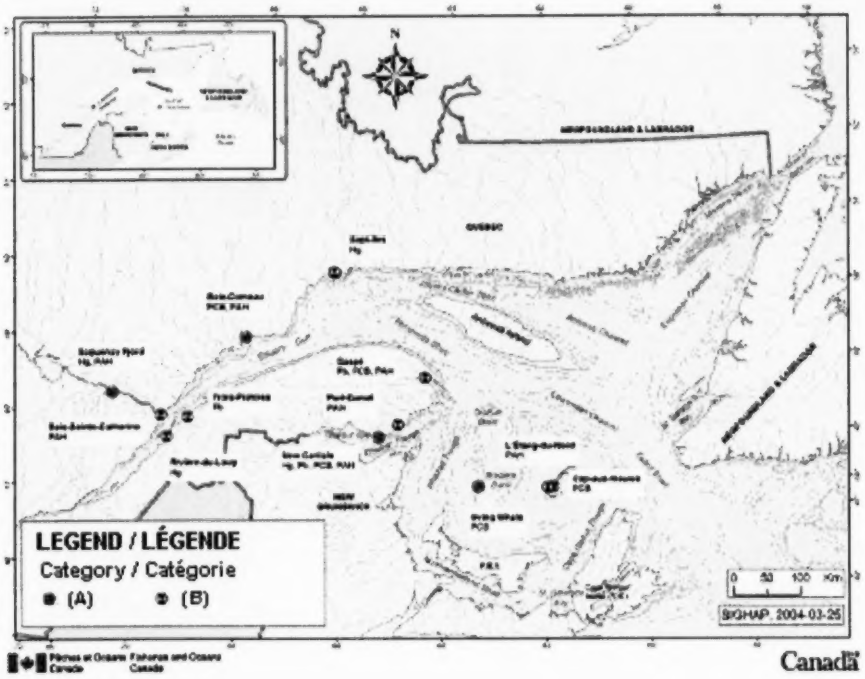

Figure 44. Contaminants "hot spots" in the Gulf of St. Lawrence. From Gobeil and Lebeuf (1992). (A)=Know contaminant concentration and distribution; (B)=Incomplete data or lack of recent data.

Figure 44. Points chauds de contamination dans le golfe du Saint-Laurent. Tiré de Gobeil et Lebeuf (1992). (A)=Concentration et distribution du contaminant connues; (B)=Données incomplètes ou aucune donnée récente.

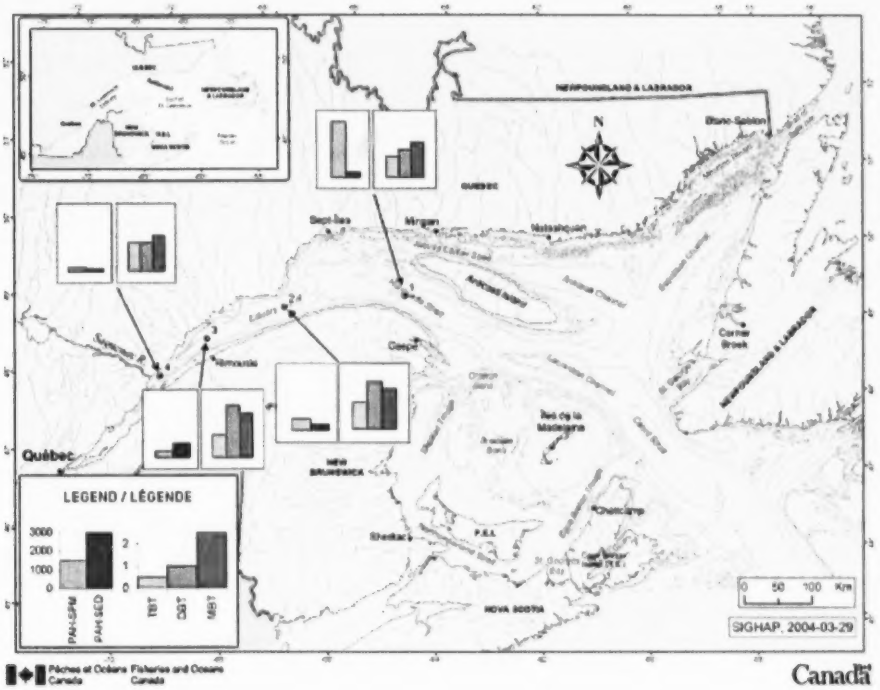

Figure 45. Total PAH in suspended particulate matter (SPM) and surface sediments (SED) observed at four stations and concentrations (ng Sn g–1, dry sediment) of butyltins (TBT, DBT, MBT) in surface sediments of the Lower Estuary and Gulf of St. Lawrence. From Antonio Curtosi, UQAR, Rimouski, QC.

Figure 45. HAP totaux dans la matière particulaire en suspension et dans les sédiments de surface à quatre stations et concentrations (ng Sn/g^{-1}, sédiments secs) de butylétains (TBT, DBT, MBT) dans les sédiments de surface de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent. Source : Antonio Curtosi, UQAR, Rimouski, Qc.